



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E
CONSERVAÇÃO**

**USO DE DIFERENTES FITOFISIONOMIAS POR MACACOS-PREGO-
DO-PEITO-AMARELO *Sapajus xanthosternos* WIED-NEUWIED 1820
EM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA, SERGIPE, BRASIL**

Saulo Meneses Silvestre de Sousa

Mestrado Acadêmico

São Cristóvão

Sergipe – Brasil

2016

SAULO MENESES SILVESTRE DE SOUSA

**USO DE DIFERENTES FITOFISIONOMIAS POR MACACOS-PREGO-
DO-PEITO-AMARELO *Sapajus xanthosternos* WIED-NEUWIED 1820
EM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA, SERGIPE, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de
Sergipe, como requisito parcial para a obtenção do título
de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Stephen Francis Ferrari

Co-orientador: Dr. Raone Beltrão-Mendes

SÃO CRISTÓVÃO

SERGIPE – BRASIL

2016

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE

S725u Sousa, Saulo Meneses Silvestre de.
Uso de diferentes fitofisionomias por macacos-prego-do-peito-amarelo *Sapajus xanthosternos* Wied-Neuwied 1820 em fragmento de Mata Atlântica, Sergipe, Brasil / Saulo Meneses Silvestre de Sousa; orientador Stephen Francis Ferrari. – São Cristóvão, 2016.

75 f.: il.

Dissertação (mestrado em Ecologia e Conservação)–
Universidade Federal de Sergipe, 2016.

1. Habitat (Ecologia). 2. Primata. 3. Conservação da natureza. 4. Mata atlântica. I. Ferrari, Stephen Francis, orient. II. Título.

CDU 574.2

TERMO DE APROVAÇÃO

USO DE DIFERENTES FITOFISIONOMIAS POR MACACOS-PREGO-DO-PEITO-AMARELO *Sapajus xanthosternus* WIED-NEUWIED 1820 EM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA, SERGIPE, BRASIL

por

SAULO MENESES SILVESTRE DE SOUSA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Sergipe, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

APROVADA pela banca examinadora composta por



PROF. DR. STEPHEN FRANCIS FERRARI
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da
Universidade Federal de Sergipe



PROF. DR. RENATO RICHARD HILÁRIO
Universidade Federal do Amapá



PROF. DR. JUAN MANUEL RUIZ ESPARZA AGUILAR
Universidade Federal de Sergipe



PROF. DR. RAONE BELTRÃO MENDES
Universidade Federal de Sergipe

São Cristóvão/SE, 29 de julho de 2016

Este trabalho é dedicado à minha mãe, que me ensinou a amar.

AGRADECIMENTOS

A todos que estiveram ao meu redor e, especialmente, aos que estiveram na minha mente e/ou no meu coração, durante esses últimos dois anos. Saibam que eu devo todas as minhas virtudes a vocês.

À minha mãe, Amanda, Grazi, Marina, Patrícia e Paulinho, pela paciência e compreensão. Obrigado por enxergar os desafios do meu dia-a-dia, por trás da minha ausência.

À minha mãe, Amanda, André, Bia, Grazi, Julia, Marina, Natasha, Patrícia, Paulinho, Saulo Bonfim e Vivi. Obrigado por não me deixarem sozinho.

À minha mãe, André, Isadora, Kleverson, Luis, Natasha, Patrícia, Patrício, Paulinho, Peba, Raone, Saulo Bonfim, Seu Zé, Sidney, Stephen, Tacyana e Vivi. Obrigado pela ajuda com o meu trabalho. Apesar de variadas, as ajudas de cada um de vocês foram muito importantes.

À minha mãe, Amanda, Grazi, Julia, Marília, Marina, Natasha, Patrícia e Vivi. As melhores partes da minha vida, contam com a participação de vocês. Obrigado por me fazerem sentir tão amado.

À minha mãe, Amanda, André, Bia, Grazi, Julia, Mariana, Marina, Natasha, Patrícia, Patrício, Paulinho, Raone, Renato, Saulo Bonfim, Seu Zé, Sidney, Stephen e Vivi. Obrigado por demonstrarem que se importam.

À Universidade Federal de Sergipe e aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação. Obrigado por todas as oportunidades. Espero ser capaz de fazer bom uso de tudo que aprendi.

À CAPES, pela bolsa de estudos; e ao CNPq (503372/2014-5; 303994/2011-8; 483220/2013), *Primate Action Fund* (1001257), *Primate Conservation Inc.* (1158) e Mohamed bin Zayed *Species Conservation Fund* (12055114) pelo financiamento da pesquisa de campo, através dos meus orientadores.

À Companhia Industrial de Celulose e Papel, em nome do Pedro Américo e à Cal Trevo Industrial, em nome do Célio Lobato. Agradeço pela permissão para desenvolver a pesquisa no fragmento, mantido conjuntamente pelas duas empresas.

Agradeço especialmente ao Pedro Américo, por providenciar de forma tão generosa todo apoio logístico local necessário para o desenvolvimento do trabalho. E, nesse contexto, agradeço também ao Manoel Bonifácio, gerente da FRF, e a todos os demais funcionários da fazenda, não só por toda ajuda, mas também pelo carinho com que nos recebem sempre que voltamos lá. Por fim, agradeço ao Seu Zé, um professor que representa para mim um exemplo de generosidade em inúmeros aspectos.

“Se és capaz de conservar a paz interior, lograste a vitória suprema. Qualquer que seja tua situação na vida, jamais se sinta justificado para perder a paz.” Paramahansa Yogananda

RESUMO

Macacos-prego são considerados frugívoros-insetívoros, apesar de explorarem uma vasta gama de recursos alimentares. A disponibilidade de frutos é um aspecto-chave da ecologia desses primatas, influenciando diretamente na qualidade da área para as espécies, além de frequentemente ser o principal determinante do padrão de uso da área de vida dos grupos. Numa análise em nível populacional, entretanto, o padrão de ocupação de um fragmento por macacos-prego pode ser influenciado por um conjunto mais amplo de fatores, o que inclui parâmetros estruturais do habitat. O objetivo do presente trabalho foi descrever o padrão de uso de diferentes fitofisionomias por uma população de *Sapajus xanthosternos* num fragmento de Mata Atlântica, relacionando-o a aspectos estruturais e de disponibilidade de frutos do ambiente. A área de estudo fica no município de Itaporanga D'Ajuda (11°08'07"S, 37°18'43"W), no estado de Sergipe, doravante tratado por Fazenda Rio Fundo (FRF). O fragmento possui cerca de 800 ha de floresta nativa, associados a plantações de *Eucalyptus* sp. e bambus. Entre as formações florestais nativas, estão as fitofisionomias de Restinga arbustivo-arbórea (RE), Mata de tabuleiro (MT), e Restinga arbórea madura (FM) e secundária (FS). A coleta de dados foi realizada mensalmente entre março de 2015 e fevereiro de 2016. Os diferentes tipos de habitat da FRF foram comparados entre si em relação à disponibilidade de frutos, através do monitoramento fenológico de espécies arbóreas; e à sua estrutura, através da análise de seus valores médios de altura, DAP, densidade, taxa de cobertura do solo e composição florística de indivíduos arbóreos. A utilização dos diferentes tipos de habitat pelos macacos-prego, além da ocorrência de potenciais predadores da espécie, foi monitorada através de 31 armadilhas fotográficas, distribuídas entre os habitats. A FM e a FS são os habitats com maior altura de dossel e taxa de cobertura do solo da FRF, além de apresentarem um padrão de disponibilidade de frutos relativamente contínuo ao longo do ano. As áreas de RE e MT, por sua vez, são os habitats com os maiores índices de dominância na comunidade vegetal, e também os mais abertos e sazonais da FRF. De um esforço amostral de 1.444 armadilhas-dia, o macaco-prego foi registrado em 430 vídeos, em 39 visitas independentes. Nove dos 10 pontos amostrais fixos em FM ou FS receberam visitas da espécie-foco. Não foi obtido nenhum registro da presença dos macacos em MT ou em RE. Foi observado que na FRF as áreas de FM e FS representam habitats preferenciais para os macacos-prego-do-peito-amarelo. Essa preferência parece estar relacionada à maior altura de dossel e taxa de cobertura do solo dessas áreas. As vantagens conferidas por esses parâmetros referem-se tanto à disponibilidade de alimento, com à de suportes para a locomoção dos

macacos e, por conseguinte, proteção contra predação. A principal ameaça enfrentada pela população de *S. xanthosternos* da FRF refere-se ao seu tamanho limitado que, por sua vez, decorre do tamanho reduzido e alto grau de isolamento do fragmento. A presença de vários pequenos fragmentos remanescentes na região, entretanto, possibilita a criação de corredores ecológicos, o que aumentaria a área total disponível para a manutenção do macaco-prego-do-peito-amarelo, colaborando para a conservação das populações da espécie do estado.

Palavras-chave: Estrutura do habitat; Disponibilidade de frutos; Conservação; Primates; Armadilha-fotográfica

ABSTRACT

Capuchin monkeys are frugivorous-insectivorous primates, although they can explore a wide range of food items. The availability of fruits is a key-aspect of the ecology of these primates, with direct influences over the quality of a given area for the species, and often represents the main determinant of the pattern of range use of groups. In a population-level analysis, however, the pattern of occupation of a fragment by capuchin monkeys is influenced by a broader set of factors, including structural parameters of the habitat. The purpose of this study was to describe the pattern of use of different phytophysionomies by a population of yellow-breasted capuchins in an Atlantic Forest fragment, relating to the structural aspects and fruit availability of the environment. The study area is in Itaporanga D'Ajuda (11°08'07" S, 37°18'43" W), in the state of Sergipe, henceforth denoted by Fazenda Rio Fundo (FRF). The fragment has approximately 800 ha of native forest, associated with surrounding plantations of *Eucalyptus* sp. and bamboos. Among the native forest formations, the vegetation types of shrub-arboreal Restinga (RE), Mata de Tabuleiro (MT), and arboreal Restinga (mature, FM, and secondary, FS). Data collection was carried out monthly between March 2015 and February 2016. The different habitat types of the FRF were compared in relation to the availability of fruits, through phenological monitoring of tree species; and habitat structure, by analyzing its medium height, DBH, density, land cover rate and species composition of the tree community. The use of different habitats by capuchin monkeys, and the occurrence of potential predators of the species, was monitored using 31 camera traps, distributed among habitats. The FM and the FS are the habitats with greater height of canopy and ground cover rate at FRF, in addition to having a pattern of relatively continuous availability of fruit throughout the year. The areas of RE and MT, in turn, are the habitats with the highest dominance indexes in the plant community, as well as the most open and seasonal ones. From a sampling effort of 1,444 trap-day, capuchin monkeys were recorded in 430 videos in 39 separate visits. Nine of the 10 permanent sampling points in FM or FS received visits of the target-species. No record of the presence of monkeys was obtained in MT or RE. We observed that the areas of FM and FS represent preferential habitats for the yellow-breasted capuchins at FRF. This preference is related to the greater height of canopy and ground cover rate of these areas. The advantages conferred by these parameters refer to both the availability of food and support for the locomotion of the primates, and thus, protection against predation. The main threat faced by the population of *S. xanthosternos* at FRF refers to its limited size, which in turn, stems from the small size and high degree of isolation of the fragment. The

presence of several small remaining fragments in the region, however, enables the creation of ecological corridors, which would increase the total area available for the maintenance of the yellow-breasted capuchins, contributing to the conservation of populations of the species in the state.

Key-words: Habitat structure; Fruit availability; Conservation; Primates; Camera trap

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização do fragmento da Fazenda Rio Fundo em Itaporanga D'Ajuda, Sergipe (Imagem: Patrício A. da Rocha).	23
Figura 2. Médias históricas (2006-2016) de precipitação acumulada e seus valores referentes ao período de março de 2015 a fevereiro de 2016 na cidade de Itaporanga D'Ajuda, Sergipe (CPTEC 2016).	24
Figura 3. Distribuição das 20 parcelas amostradas no estudo de estrutura e fenologia dos habitats da Fazenda Rio Fundo, em Itaporanga D'Ajuda, Sergipe (Imagem: Patrício A. da Rocha).	25
Figura 4. Comparação entre habitats em relação ao número médio de indivíduos arbóreos (com CAP igual ou maior que 10 cm), valores médios de DAP, e altura média dos indivíduos arbóreos em quatro tipos de habitat na Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D'Ajuda, Sergipe. ...	33
Figura 5. Abundância de indivíduos e riqueza de espécies por família da comunidade arbórea das 12 parcelas amostrais distribuídas entre diferentes habitats na Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D'Ajuda, Sergipe.	34
Figura 6. Índices ponderados de Fournier das fenofases reprodutivas da comunidade arbórea em quatro tipos de habitat da Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D'Ajuda, Sergipe, no período de março de 2015 a fevereiro de 2016.	37
Figura 7. Distribuição dos 31 pontos amostrais nos quais foram instaladas armadilhas-fotográficas em ao menos um mês na Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D'Ajuda, Sergipe. Os pontos de 1 a 20 representam os pontos fixos, monitorados mensalmente entre maio de 2015 e fevereiro de 2016. Os demais pontos foram amostrados em apenas um mês cada.	45
Figura 8. Chapas de identificação de indivíduos-guia para o reconhecimento dos grupos de macaco-prego-do-peito-amarelo na Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D'Ajuda, Sergipe. Indivíduos do Grupo A: A) Macho adulto (Ombro preto); B) Macho adulto (Costeleta); C) Fêmea adulta (Branco). Indivíduos do Grupo B: D) Macho adulto (Lua cheia); E) Macho adulto (Capa preta); F) Macho adulto (Sayajin); G e H) Fêmea adulta (Preto).	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Riqueza, índice de dominância de Simpson (D) e relação entre número de indivíduos e riqueza observada nas parcelas amostrais em cada tipo de habitat na Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D'Ajuda, Sergipe.....	30
Tabela 2. Matriz das variáveis com diferenças significativas ($p < 0,05$) de seus valores médios entre os habitats da FRF (Kruskal-Wallis, método de Dunn). Ao lado do nome da variável diferencial, entre parênteses, está indicado qual habitat apresentou o maior valor médio.	32
Tabela 3. Número de dias completos amostrados por ponto fixo em cada mês. Total se refere ao número de armadilhas-dia, que equivale ao número de câmeras (pontos) multiplicado pelo número de dias (Tobler et al. 2008).....	48
Tabela 4. Descrição do número de vídeos obtidos das espécies animais mais frequentes entre os registros obtidos de 1.444 armadilhas-dia de monitoramento através de armadilhas fotográficas na Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D'Ajuda, Sergipe.....	48
Tabela 5. Total mensal de: vídeos; visitas (vídeos com menos de 1h de intervalo entre si); e pontos visitados por grupos de <i>Sapajus xanthosternos</i> em cada habitat na Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D'Ajuda, Sergipe.	50
Tabela 6. Distribuição por ponto amostral das visitas e número de indivíduos registrados de cada grupo de macaco-prego-do-peito-amarelo registrado na Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D'Ajuda, Sergipe.	51
Tabela 7. Composição do grupo A de <i>Sapajus xanthosternos</i> baseado nos registros em vídeo obtidos através de armadilhas fotográficas na Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D'Ajuda, Sergipe.	53
Tabela 8. Composição do grupo B de <i>Sapajus xanthosternos</i> baseado nos registros em vídeo obtidos através de armadilhas fotográficas na Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D'Ajuda, Sergipe.	53

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	16
CAPÍTULO 1 – Recursos: Estrutura e disponibilidade de alimento do habitat	20
INTRODUÇÃO	20
OBJETIVO GERAL.....	21
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	21
MÉTODOS	22
Área de estudo	22
Coleta e análise de dados	24
RESULTADOS	28
Estrutura do habitat	28
Fenologia.....	35
DISCUSSÃO.....	38
CONCLUSÕES.....	40
CAPÍTULO 2 – Padrão de uso de diferentes fitofisionomias por uma população de macacos-prego-do-peito-amarelo em um fragmento de Mata Atlântica.....	41
INTRODUÇÃO.....	41
OBJETIVO GERAL.....	43
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	44
MÉTODOS	44
Coleta de dados	44
Análise de dados.....	46
RESULTADOS	47
Espécies registradas.....	48
Registros de <i>Sapajus xanthosternos</i>	49
Quantidade, tamanho e composição de grupos	50
DISCUSSÃO.....	55
Potenciais ameaças à população de macacos-prego-do-peito-amarelo da FRF	55
Registros de <i>Sapajus xanthosternos</i>	58
Porque preferir florestas com dossel alto e alta taxa de cobertura do solo?.....	59
Importância da FRF para a conservação em Sergipe	63
CONCLUSÕES	65
REFERÊNCIAS	67
APÊNDICE	75
Lista de espécies de vertebrados registradas na Fazenda Rio Fundo através de armadilhas fotográficas.....	75

INTRODUÇÃO GERAL

O nome comum macaco-prego refere-se às espécies de primatas neotropicais dos gêneros *Cebus* e *Sapajus*, pertencentes à família Cebidae (Rylands & Mittermeier 2009; Lynch Alfaro et al. 2012). Atualmente, as espécies do gênero *Sapajus* se encontram distribuídas desde parte da bacia amazônica até áreas de Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica, alcançando o Chaco Paraguaio e o norte da Argentina, ao sul de sua distribuição geográfica (Lynch Alfaro et al. 2012).

A distribuição de *Sapajus xanthosternos*, o macaco-prego-do-peito-amarelo, compreende a região limitada ao sul pelo Rio Jequitinhonha e, a partir da linha da costa, ao norte e oeste pelo Rio São Francisco; abrangendo os Estados de Minas Gerais, Bahia e Sergipe (Rylands et al. 2005). A maior parte da área de distribuição da espécie está no domínio da Mata Atlântica, todavia populações também podem ser encontradas em áreas de Caatinga e Cerrado (Canale et al. 2009). Em Sergipe, a ocorrência de *Sapajus xanthosternos* foi reduzida a onze localidades, incluindo áreas de Manguezal (Beltrão-Mendes et al. 2011; Hilário & Ferrari 2014; Beltrão-Mendes 2015).

Macacos-prego habitam virtualmente todos os tipos florestais dos neotrópicos (Freese & Oppenheimer 1981). Apesar de ocuparem preferencialmente áreas de floresta madura (Freese & Oppenheimer 1981; Chagas & Ferrari 2010), as espécies apresentam ampla distribuição geográfica, o que se deve à sua habilidade de explorar recursos não acessíveis a outros primatas, decorrente da sua grande plasticidade comportamental e ecológica (Brown & Zunino 1990; Fragaszy et al. 1990).

As espécies de *Sapajus* são consideradas frugívoras-insetívoras, mas são capazes de explorar uma vasta gama de recursos, como frutos, sementes, flores, néctar, bases foliares, meristemas, raízes, caules, brotos, artrópodes e até mesmo pequenos vertebrados, incluindo outras espécies de primatas (Ludwig et al. 2005; Sampaio & Ferrari 2005; Milano & Monteiro-Filho 2009; Canale et al. 2013). Sendo os frutos os itens considerados preferenciais para os macacos-prego, de acordo com a sua disponibilidade e distribuição no ambiente, a importância relativa de partes vegetativas de plantas e artrópodes na dieta pode variar (Zhang 1995; Brown & Zunino 1990).

Macacos-prego formam grupos multi-macho/multi-fêmea, nos quais um macho alfa e uma fêmea alfa geralmente são observados (Freese & Openheimer 1981; Fragaszy et al. 2004). O sistema de acasalamento é promíscuo, de modo que, apesar da vantagem que o macho alfa possui em relação a oportunidades de acasalamento, tanto machos quanto fêmeas podem copular com mais de um indivíduo (Fragaszy et al. 2004).

O tamanho dos grupos, assim como o seu grau de fissão ou subdivisão em subgrupos, pode variar em decorrência de uma série de parâmetros, entre os quais podemos citar a disponibilidade e distribuição dos recursos alimentares; o risco de predação; e o tamanho e qualidade do habitat (Izar 2004; Lynch Alfaro 2007). O tamanho dos grupos de espécies de *Sapajus* geralmente varia de 6 a 30 indivíduos, podendo ultrapassar 50 indivíduos, a depender da área de estudo (Freese & Oppenheimer 1981).

A disponibilidade de frutos é um aspecto-chave da ecologia de macacos-prego, e está relacionada não só com o tamanho das áreas de vida dos grupos, como também com o seu padrão de fissão e até com as densidades populacionais observadas (Izar 2004). Dessa maneira, podemos entender que a disponibilidade de frutos num determinado ambiente tem reflexos diretos sobre a qualidade do habitat para as populações de macacos-prego.

Populações em áreas com baixa disponibilidade de frutos, em termos absolutos ou em determinadas estações do ano, tendem a apresentar baixas densidades populacionais, e grupos com áreas de vida comparativamente mais extensas e com maior grau de fissão em subgrupos (Peres 1993; Izar 2004). Além disso, a disponibilidade e distribuição espaço-temporal do principal recurso alimentar, explorado por um dado grupo, é o principal determinante do seu padrão de uso da área de vida (Chapman 1988; Zhang 1995; Brown & Zunino 1990; Di Bitetti 2001; Suscke 2009).

As áreas de vida das espécies de *Sapajus* são geralmente extensas. Di Bitetti (2001), por exemplo, encontrou uma média de 161 ha de área de vida por grupo de *Sapajus nigritus* (*Cebus apella nigritus*). Apesar das áreas de vida descritas na literatura variarem de algumas dezenas a centenas de hectares (56 ha, Ludwig et al. 2005; 969–1098 ha, Suscke 2009). Existe uma relação positiva entre o número de fêmeas e a dimensão da área de vida do grupo, o que explica parte das variações observadas desta variável em diferentes estudos (Di Bitetti 2001).

Todavia, o tamanho da área de vida também pode ser influenciado por questões relacionadas ao ambiente, como parâmetros quantitativos, qualitativos ou espaciais de

disponibilidade de recursos alimentares; estrutura e composição de espécies vegetais do habitat; grau de sazonalidade do ambiente; presença de espécies competidoras; restrições espaciais impostas pela redução de habitat; entre outros (Baldwin & Baldwin 1976; Brown & Zunino 1990; Peres 1993; Ludwig et al. 2005; Suscke 2009).

Assim como é observado em relação ao tamanho de suas áreas de vida, as densidades populacionais de macacos-prego podem variar bastante, sendo influenciadas por diversos fatores ambientais, entre os quais se destacam a disponibilidade de frutos e o grau de ameaça por atividades antrópicas, como a redução do habitat e a pressão de caça (Peres 1993; Ludwig et al. 2005; Suscke 2009; Beltrão-Mendes 2015). A exemplo disso, numa floresta contínua de terra firme, numa região até então remota e livre de perturbações antrópicas da floresta Amazônica, foi observada uma densidade de 32,3 ind./km² de *S. apella*, enquanto no sul da Bahia, região na qual os macacos-prego sofrem pressão de caça e redução do habitat, a densidade média de *S. xanthosternos* é de apenas 3,7 ind./km² (Peres 1993; Kierulff et al. 2005).

De fato, as baixas densidades populacionais registradas para macacos-prego-do-peito-amarelo provavelmente são um reflexo dos impactos sofridos pela Mata Atlântica, bioma no qual está compreendida a maior parte da distribuição da espécie (Kierulff et al. 2005; Rylands et al. 2005). A exemplo disso, a maior densidade populacional já registrada para *S. xanthosternos*, 10,3 ind./km², representa uma superestimativa decorrente de limitações do método, quando empregado para áreas com alto grau de redução e fragmentação do habitat (Ferrari et al. 2010).

As principais ameaças às populações naturais de macacos-prego-do-peito-amarelo são a redução e fragmentação de habitat e a captura de animais, seja para caça de subsistência, ou manutenção deles como animais de estimação (Kierulff et al. 2005). O processo de fragmentação resulta num aumento da pressão de caça (Chiarello et al. 2008); dessa maneira, essas duas formas de ameaça atuam de modo sinérgico. Nesse contexto, a maioria das populações atuais de *S. xanthosternos* são demasiadamente pequenas para serem consideradas viáveis, limitadas pela capacidade de suporte dos pequenos fragmentos em que se encontram (Kierulff et al. 2005). Aliado a isso, a espécie possui pouca capacidade de se manter em fragmentos pequenos (Beltrão-Mendes et al. 2011; Flesher 2015).

Das quatro espécies de primatas existentes em Sergipe, apenas *Callithrix jacchus* não está ameaçada de extinção (IUCN 2015). Enquanto nos últimos anos uma grande quantidade de informação foi produzida (ex. Jerusalinsky et al. 2006; Chagas & Ferrari 2010; Beltrão-Mendes et al. 2011; Souza-Alves 2013), e uma Unidade de Conservação foi criada com o intuito de conservar o macaco-guigó *Callicebus coimbrai* (SEMARH 2011); é notória a falta de conhecimento a respeito de aspectos básicos da ecologia de *S. xanthosternos* (Canale et al 2009; Flesher 2015). Uma das estratégias propostas no Plano de manejo para a conservação do macaco-prego-do-peito-amarelo, *Cebus xanthosternos* (ver Kierulff et al. 2005) é o “Monitoramento das características do habitat que poderiam influenciar na sobrevivência e densidades populacionais” da espécie. Nesse sentido, ainda se faz necessário o conhecimento de quais são essas características.

CAPÍTULO 1 – Recursos: Estrutura e disponibilidade de alimento do habitat

INTRODUÇÃO

Há séculos os ecossistemas brasileiros, com especial ênfase para a Mata Atlântica, vem sendo reduzidos em tamanho e qualidade (Câmara 2003). A expansão urbana e agrícola é a principal responsável pela redução e fragmentação do habitat em florestas tropicais, ambientes que têm desaparecido rapidamente da face da Terra (Diamond & May 1985; Ribeiro et al. 2009). No Brasil, mais de 80% dos fragmentos remanescentes de Mata Atlântica não ultrapassam 50 ha, sendo raros os que têm capacidade de manter populações viáveis de primatas de médio/grande porte (Kierulff et al. 2005; Ribeiro et al. 2009).

A redução e fragmentação do habitat gera impactos sobre as populações animais residentes, não só pela limitação da quantidade de habitat disponível, como também pela redução da qualidade e alterações (bióticas e abióticas) geradas sobre esses remanescentes (Murcia 1995; Estrada & Coates-Estrada 1996). O efeito de borda, resultante da fragmentação do habitat, tem impactos sobre a sua estrutura tanto de forma direta, por gerar variações em parâmetros como entrada de luz, umidade do ar e temperatura (Murcia 1995); como de forma indireta, através do aumento da exposição do fragmento a impactos como o corte seletivo, por exemplo.

A estrutura do habitat é um parâmetro importante para as espécies animais pois tem efeitos diretos sobre a disponibilidade de, entre outras coisas, fontes de alimento, locais de pernoite, suporte para locomoção, proteção contra predação; além de exercer influência sobre condições microclimáticas e até o padrão de disponibilidade de recursos alimentares da área (Bierregaard Jr. et al. 1992; Pontes 1997; Suscke 2009; Fedigan & Jack 2001). Essas influências da estrutura do habitat sobre a fauna local são especialmente evidentes para espécies com uma dependência mais direta da comunidade vegetal, como arborícolas e frugívoros (Prates & Bicca-Marques 2008; Bonilla-Sánchez et al. 2012).

De modo semelhante, o padrão da variação temporal e espacial da disponibilidade de frutos, assim como os fatores ambientais que o influenciam, são fundamentais para a compreensão de determinados aspectos ecológicos e funcionais de animais frugívoros (e.g.: Machado et al. 2013; Santana 2015). Em florestas tropicais úmidas, a sazonalidade climática

local frequentemente é o principal fator responsável pela periodicidade dos ciclos fenológicos observados (Talora & Morellato 2000; Bencke & Morellato 2002).

De modo geral, a floração na comunidade vegetal dessas regiões, como um todo, é observada com o aumento da radiação e diminuição da precipitação; enquanto a frutificação está associada ao aumento da precipitação e umidade no ambiente (Marques & Oliveira 2004). Porém, a heterogeneidade ambiental, assim como a estrutura do habitat, pode acarretar em variações do ciclo fenológico de determinadas espécies ou conjunto de espécies numa comunidade (Vicente et al. 2003; Santana 2015). Dessa maneira, dados locais acerca da distribuição espaço-temporal de frutos, assim como da estrutura do habitat, são indispensáveis para a compreensão dos aspectos ecológicos das populações de animais frugívoros (Santana 2015).

Portanto, para compreender padrões de uso de diferentes habitats por uma espécie animal, é imprescindível que os habitats sejam comparados sob à luz dos aspectos e requerimentos ecológicos da espécie (e.g.: Fedigan & Jack 2001). Dessa maneira, o ponto inicial para estudos de preferências de habitat por espécies animais deve ser a avaliação e comparação dos habitats em relação à sua estrutura e padrão de disponibilidade de recursos alimentares para as espécies.

OBJETIVO GERAL

Identificar e descrever os diferentes tipos de habitat/fitofisionomias que compõem o fragmento da Fazenda Rio Fundo, no município de Itaporanga D'Ajuda, em relação à sua estrutura e aos padrões de disponibilidade de recursos alimentares para espécies frugívoras.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Descrever a estrutura da comunidade arbórea da Fazenda Rio Fundo, no município de Itaporanga D'Ajuda;
- Descrever o comportamento fenológico da comunidade arbórea nos diferentes tipos de habitat da Fazenda Rio Fundo, no município de Itaporanga D'Ajuda, em relação às fenofases reprodutivas;

- Verificar a existência de diferenças estruturais e fenológicas entre os diferentes tipos de habitat da Fazenda Rio Fundo, no município de Itaporanga D’Ajuda.

MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo do presente trabalho é um fragmento de Mata Atlântica que abrange parte das áreas de três fazendas – Itália, Rio Fundo e São José – localizadas no município de Itaporanga D’Ajuda (11°08’07”S, 37°18’43”W), no estado de Sergipe, doravante tratado por Fazenda Rio Fundo (FRF) (Figura 1). O fragmento possui cerca de 800 ha de floresta nativa, associados a plantações de *Eucalyptus* sp. e bambus. Entre as formações florestais nativas estão as fitofisionomias de restinga arbustivo-arbórea, matas de tabuleiro (estacional semidecidual), e matas de grota (ombrófila).

A área da FRF é rodeada pelos povoados do Arame, Colégio e Nova Descoberta; e alguns assentamentos agrários, entre os quais os mais próximos se chamam Rosa, Luxemburgo e Colônia. A maioria das pessoas que frequenta a área provem dessas comunidades. Entre as formas de utilização do fragmento pela população destacam-se: 1) retirada de madeira, voltada à produção de lenha e uso doméstico como material de construção (cercas, telhados, cabos de ferramentas, entre outros); e 2) caça, para consumo, sendo os principais alvos, cutias, pacas e tatus. A maioria dos caçadores utiliza o método de espera ou armadilhas, no caso dos tatus (Obs. pess.). Caçadores com cachorros, entretanto, também são relativamente comuns.

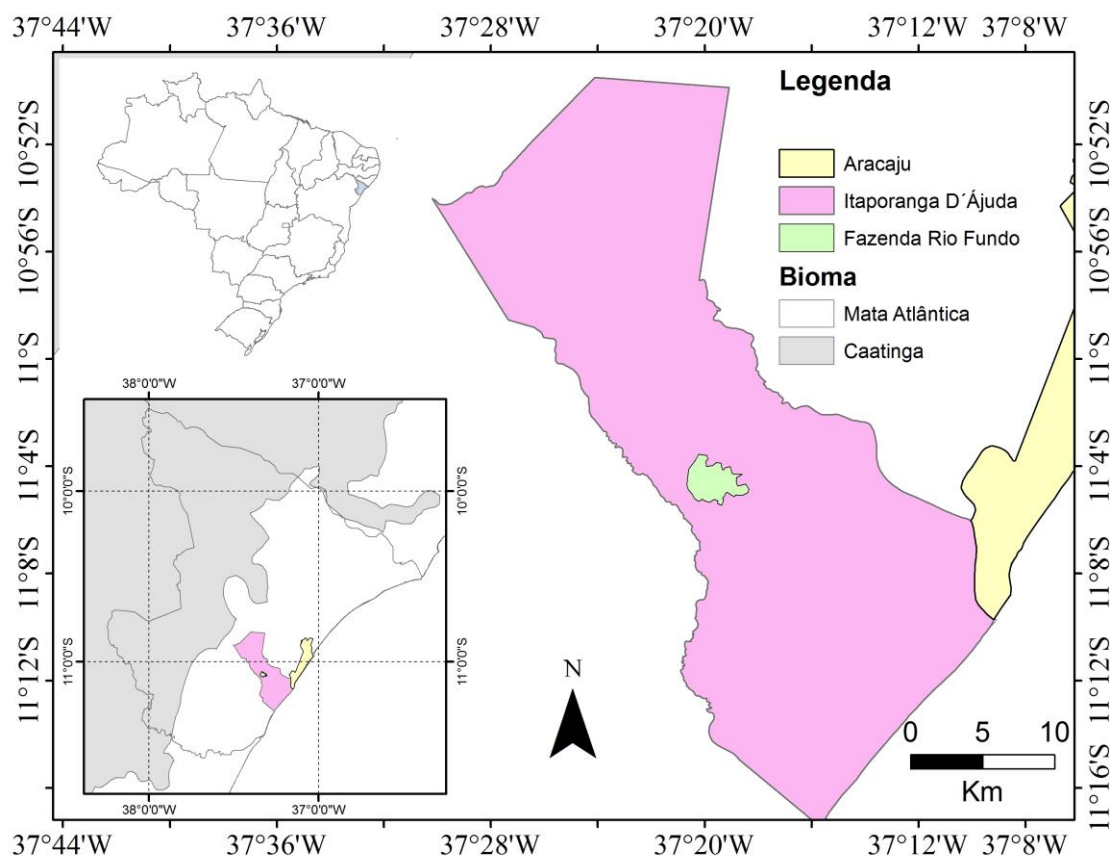


Figura 1. Localização do fragmento da Fazenda Rio Fundo em Itaporanga D'Ajuda, Sergipe (Imagem: Patrício A. da Rocha).

Na FRF a estação chuvosa está tipicamente compreendida entre os meses de abril e agosto (Figura 2). Nos primeiros meses do ano um aumento contínuo dos valores de precipitação acumulada é historicamente observado até maio, o mês mais chuvoso. A partir daí os valores gradualmente diminuem, levando a área à estação seca. O início dessa estação é marcado por um pequeno pico de precipitação em outubro, que antecede os meses mais secos do ano.

O ano de 2015 foi excepcionalmente seco, de modo que a estação chuvosa (meses com precipitação acumulada superior a 100 mm) se restringiu a apenas três meses – maio, abril e junho (Figura 2). Em contrapartida, janeiro de 2016 apresentou o maior volume de precipitação da última década (117,13 mm). A estação seca do período amostrado abrangeu os meses de março, abril, agosto, setembro, outubro, novembro e dezembro de 2015; e janeiro e fevereiro de 2016. Janeiro de 2016, apesar de ter apresentado um valor maior que 100 mm de

precipitação acumulada, foi incluído no grupo de meses da estação seca, por estar inserido entre meses secos.

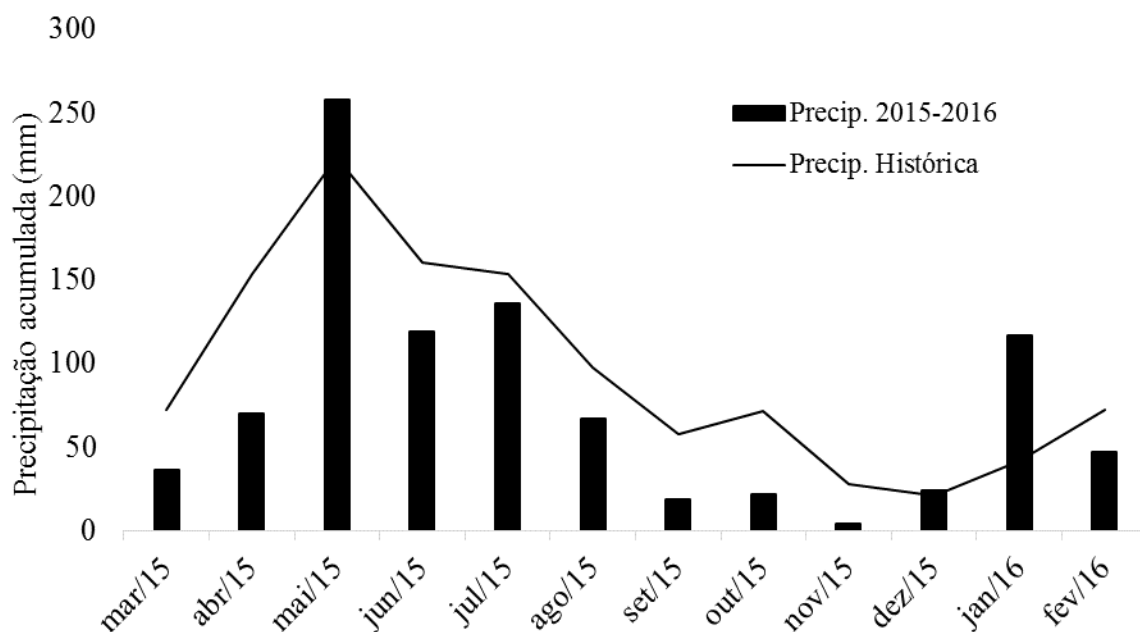


Figura 2. Médias históricas (2006-2016) de precipitação acumulada e seus valores referentes ao período de março de 2015 a fevereiro de 2016 na cidade de Itaporanga D'Ajuda, Sergipe (CPTEC 2016).

A FRF compreende uma grande variedade de tipos de habitat. Essa heterogeneidade decorre de variações da composição do solo, topografia, hidrografia e também distúrbios históricos diferenciados ao longo da área. Pelo menos seis tipos de habitat distintos podem ser identificados no fragmento: Matas de tabuleiro (MT); Restinga arbustivo-arbórea (RE); Floresta madura (FM); Floresta secundária (FS); Plantações de eucalipto; e Plantações de bambu.

Coleta e análise de dados

A coleta de dados foi realizada mensalmente entre março de 2015 e fevereiro de 2016. Foram implantadas parcelas amostrais nos quatro tipos de habitat nativos encontrados na área (MT; RE; FS; e FM), de modo a permitir a realização de análises comparativas. Em cada tipo de habitat (fitofisionomia) foram instaladas cinco parcelas de 100 m² (10 m x 10 m), totalizando 2.000 m² de área amostrada (Figura 3). Dentro dos limites de cada parcela, todos

os indivíduos arbóreos com circunferência a altura do peito (CAP) igual ou superior a 10 cm foram marcados e identificados para posteriores análises de composição, estrutura e fenologia do habitat.

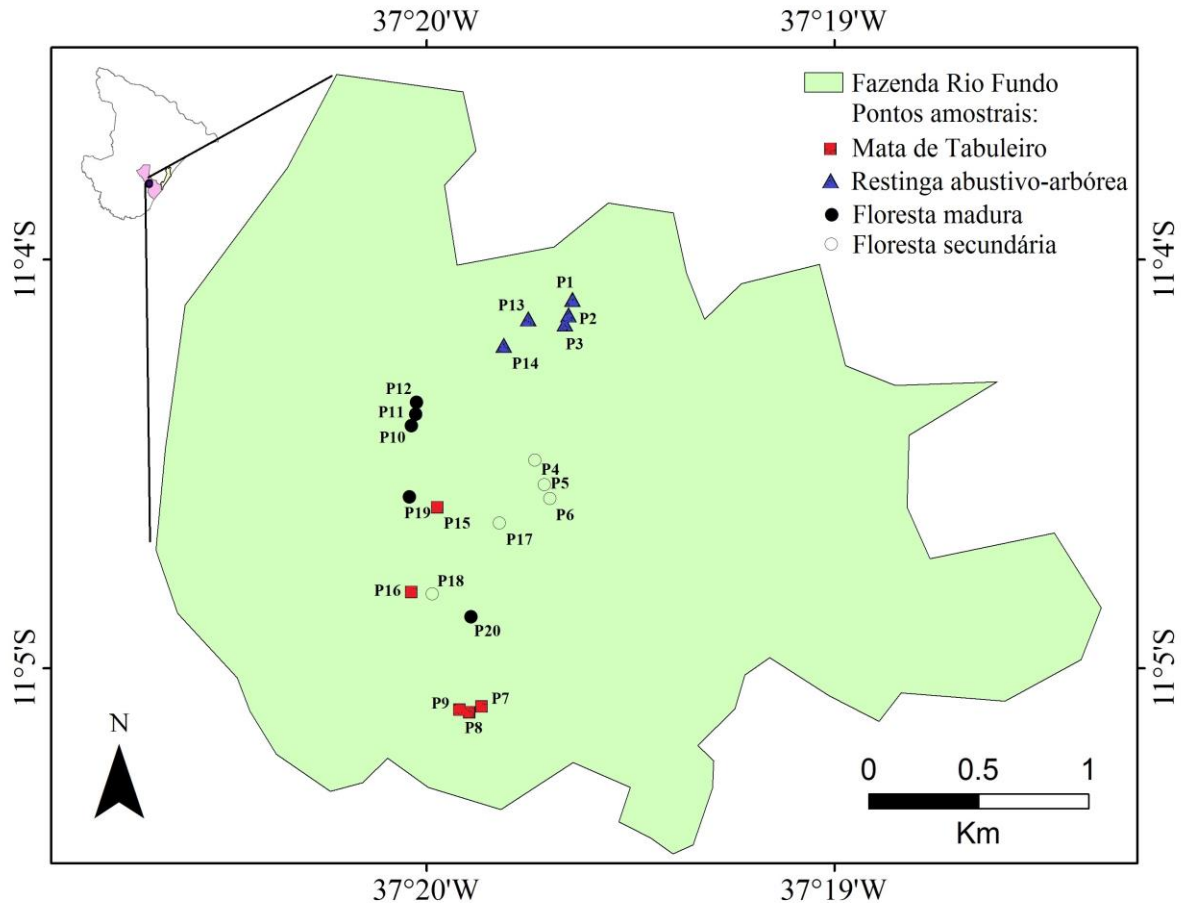


Figura 3. Distribuição das 20 parcelas amostradas no estudo de estrutura e fenologia dos habitats da Fazenda Rio Fundo, em Itaporanga D'Ajuda, Sergipe (Imagem: Patrício A. da Rocha).

Estrutura do habitat

Para a avaliação da estrutura do hábitat, foi obtido, das parcelas de 1 a 12, o número de indivíduos arbóreos; seus respectivos valores de CAP; e suas alturas (estimadas visualmente). Também foi registrado o número de indivíduos mortos e/ou cortados em cada parcela. Em relação ao número de indivíduos arbóreos por parcela, foram incluídos também na análise os valores referentes às parcelas de 13 a 20 (Figura 3).

A partir das CAP coletadas, os valores de DAP (diâmetro à altura do peito) de cada indivíduo amostrado foram calculados através das fórmulas abaixo, nas quais A = Área basal; PC = CAP; e n = número de caules que o indivíduo possui.

$$DAP = 2\left(\sqrt{\frac{A}{\pi}}\right)$$

$$A = \sum_{i=1}^n \frac{PC_i^2}{4\pi}$$

Para cada tipo de habitat foram calculados os valores médios de DAP, altura e densidade de indivíduos arbóreos, além da área basal por hectare (usada como medida de cobertura do solo). Também foram observados os valores mínimos e máximos de cada categoria. Os habitats foram comparados entre si através dos valores médios das variáveis estruturais altura, DAP e número médio de indivíduos por parcela.

Para comparar os habitats em relação à altura e ao DAP dos indivíduos arbóreos, foi empregada uma Análise de Variância Multivariada (MANOVA), seguida do teste de Tukey (HSD) para identificar entre quais habitats houve diferença significativa. A comparação entre os habitats em relação aos valores médios de altura e DAP foi feita de modo que as árvores de todas as parcelas dentro de cada habitat foram agrupadas, e cada uma correspondeu a uma linha da tabela. Os testes estatísticos foram realizados no programa R v.3.3.1 e o nível de significância adotado foi 0,05 (R Core Team 2016).

A comparação em relação ao número médio de indivíduos por parcela em cada habitat, por sua vez, foi feita através do teste não-paramétrico Kruskal-Wallis (H). Nesse caso o método de *Dunn* foi utilizado para a comparação entre pares de habitat, por esse ser mais conservativo e levar em conta o número de amostras. Para comparar o número médio de indivíduos, por sua vez, cada linha correspondeu ao número de árvores em uma parcela, sendo assim cinco valores (parcelas) por coluna (habitat). Esses testes foram realizados no *software* Bioestat 5.3, e o nível de significância adotado foi de 0,05 (Ayres et al. 2007).

Para a avaliação da composição de espécies da comunidade arbórea das parcelas amostrais, foram coletadas exsiccatas dos indivíduos monitorados em campo, que foram posteriormente identificados através de literatura especializada, auxílio de especialistas e comparação com exsiccatas do Herbário ASE da Universidade Federal de Sergipe. Para cada

habitat avaliado foi calculado a relação ind./espécie, além dos respectivos índices de dominância de Simpson (D), através da fórmula a seguir, na qual n_i = número de indivíduos da espécie i ; e N = número total de indivíduos.

$$D = \sum_{i=1}^S \left[\frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} \right]$$

Fenologia

A disponibilidade de recursos alimentares em cada habitat foi estimada através do acompanhamento fenológico mensal por amostragem semiquantitativa (Fournier & Charpantier 1975; Bencke & Morellato 2002). Para isso, dentro de cada parcela amostral, os indivíduos que haviam sido cortados e estavam rebrotando, mortos, ou de difícil visualização foram excluídos. Os demais indivíduos foram avaliados mensalmente, entre março de 2015 e fevereiro de 2016.

Durante a amostragem dos indivíduos monitorados, a intensidade de cada fenofase foi estimada visualmente através da observação direta da copa das árvores com o auxílio de binóculos Olympus 8x40 DPS I. Os valores de intensidade atribuídos se encaixam numa escala de cinco categorias (0 a 4), em que: zero = ausência da fenofase; 1 = intensidade de 1 a 25%; 2 = intensidade de 26 a 50%; 3 = intensidade de 51 a 75%; 4 = intensidade de 76 a 100% (Fournier 1974). Levando em conta o objetivo do trabalho, apenas as fenofases reprodutivas foram avaliadas: (i) Floração: botões florais e anteses; (ii) Frutificação: frutos imaturos e maduros.

Apesar de o Índice de Intensidade de Fournier, em sua forma clássica, ser útil em estudos fenológicos a níveis populacionais, ele não leva em conta as diferenças de biomassa entre espécies ou habitats diferentes, comprometendo a interpretação dos dados em estudos a nível de comunidade (Silva et al. 2014). Com o intuito de aumentar a comparabilidade entre as áreas e associar as intensidades das fenofases observadas à biomassa/produtividade de cada habitat, foi realizada a transformação proposta por Silva et al. (2014). Para cada mês e habitat amostrado, as intensidades das fenofases foram computadas seguindo a seguinte razão: intensidade 4 é equivalente a 1,00; intensidade 3 a 0,75; intensidade 2 a 0,5; intensidade 1 a 0,25; e intensidade 0 a 0,00. As intensidades de Fournier obtidos para cada habitat foram

somadas e subsequentemente transformadas nas raízes quadradas de seus arco senos, expressas em radianos, seguindo a fórmula abaixo, em que FI' = Índice de Fournier transformado; Fi = Intensidade de fenofase de cada indivíduo; 1,57 = Intensidade de fenofase máxima por indivíduo, pela transformação em arco seno; N = Número total de indivíduos observados.

$$FI' = \sum_{i=1}^N \frac{\arcsin \sqrt{Fi}}{1.57 \times N}$$

Em seguida, os arco senos foram multiplicados pelo logaritmo da área basal total das parcelas de cada respectivo hábitat mais um, de acordo com a fórmula abaixo, na qual FI'' = Índice de Fournier ponderado pela área basal das parcelas de cada habitat.

$$FI'' = FI' \times \log(1 + BA)$$

Possíveis correlações entre os índices ponderados de Fournier e a precipitação acumulada na área foram investigadas para cada habitat através da Correlação de Spearman (r_s). Os cálculos de índices foram feitos através do Microsoft Office Excel 2013.

RESULTADOS

Estrutura do habitat

Ao todo foram marcadas 516 árvores, entre as quais 24 haviam sido cortados. Dentre as árvores cortadas, 87,5% foram encontradas nas áreas de FS e de RE (14 e 7 indivíduos, respectivamente), refletindo o impacto da utilização desse tipo de recurso por parte da população humana local, nessas áreas. As parcelas em MT compreenderam apenas dois indivíduos cortados; enquanto as de FM só tiveram um. Após a exclusão desses 24 indivíduos, as árvores inicialmente selecionadas foram reduzidas a efetivamente 492 indivíduos.

A quantidade média de indivíduos arbóreos por parcela variou de $28,4 \pm 5,22$ na FM, a $55,0 \pm 17,8$ na MT. Quando os habitats foram comparados entre si em relação a essa variável, foi observada uma diferença significativa entre as áreas de MT e de FM ($z = 2,65$; $p < 0,05$); e a FM e a FS ($z = 2,73$; $p < 0,05$) (Figura 4). As parcelas da RE apresentaram densidades intermediárias de indivíduos arbóreos, não apresentando, em seus valores médios por parcela, diferença significativa em relação a qualquer outro habitat.

No entanto, a alta quantidade de indivíduos observada em alguns dos habitats avaliados não necessariamente representou maior cobertura do solo. As taxas de cobertura do solo estimadas para as áreas de FM e FS foram iguais a 27,19 m²/ha e 28,12 m²/ha, respectivamente. Já nas parcelas em área de MT e RE, as coberturas estimadas foram de apenas 16,13 m²/ha e 14,49 m²/ha, respectivamente. Enquanto que na FM os valores altos de cobertura observados dependeram fortemente do alto valor de DAP dos poucos indivíduos arbóreos observados; na FS a alta taxa de cobertura do solo resulta de uma combinação de um elevado número de indivíduos com baixos valores de DAP, somados a alguns indivíduos com altos valores de DAP.

As áreas de FM apresentaram as árvores com os maiores valores de DAP, chegando a ultrapassar 40 cm. Em seguida estiveram as áreas de FS (DAP_{máximo} = 30,56 cm), RE (DAP_{máximo} = 30,21 cm) e, por último, as árvores de MT (DAP_{máximo} = 19,88 cm). De modo similar, as árvores mais altas da amostragem também foram observadas na FM, chegando a 17 metros. Em seguida, estiveram as áreas de FS, RE e MT, com as árvores mais altas chegando a 15, 13 e 10 m, respectivamente.

A Análise de Variância Multivariada indicou que os valores médios por habitat das alturas e DAP das árvores indicou a existência de diferenças significativas entre os habitats avaliados ($F = 22,258$; $p < 0,0001$). O teste Tukey indicou diferenças significativas entre FM e MT ($p < 0,0001$), FM e RE ($p < 0,0001$), FS e MT ($p < 0,0001$) e FS e RE ($p < 0,0002$). Em contrapartida, não foi observada diferença significativa entre FM e FS ($p = 0,1852$), nem entre MT e RE ($p = 0,5133$). Dessa maneira, os habitats do fragmento podem ser divididos em duas categorias com base na altura e no DAP da comunidade arbórea: 1) MT e RE – apresentam o dossel mais baixo e as árvores de menor porte dentre os habitats do fragmento; e 2) FM e FS – representam os habitats com as árvores mais altas e com os maiores valores de DAP da FRF (Figura 4).

Dos 492 indivíduos arbóreos avaliados, foi possível a identificação, em nível de gênero ou espécie, de 321 (65,24%) (Tabela 1). O habitat com a menor porcentagem de indivíduos identificados foi a FM (46,84%), devido à falta de material reprodutivo para as identificações. Em contrapartida, a RE foi o habitat com a maior porcentagem de indivíduos arbóreos (83,90%), em decorrência da baixa riqueza de espécies da área ($S = 16$; ind./espécie = 6,19).

Tabela 1. Riqueza, índice de dominância de Simpson (D) e relação entre número de indivíduos e riqueza observada nas parcelas amostrais em cada tipo de habitat na Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D'Ajuda, Sergipe.

Habitat	Indivíduos	Identificados (%)	Riqueza	Ind./espécie	D	Famílias
MT	138	93 (67,39)	25	3,72	0,084	14
RE	118	99 (83,90)	16	6,19	0,155	12
FM	79	37 (46,84)	22	1,68	0,054	14
FS	157	92 (58,60)	36	2,56	0,052	23
FRF	492	321 (65,24)	62	5,18	0,059	28

MT: Mata de tabuleiro; RE: Restinga arbustivo-arbórea; FM: Floresta madura; FS: Floresta secundária.

As parcelas em FM e FS apresentaram os menores valores de indivíduos por espécie, 1,68 ind./espécie e 2,56 ind./espécie, respectivamente (Tabela 1). Enquanto o maior valor do índice foi observado na RE (6,19 ind./espécie). Os valores de dominância seguiram um padrão semelhante a esse, sendo que seus menores valores foram observados na FM (D = 0,054) e FS (D = 0,052), e o maior foi o encontrado na RE (D = 0,155).

As parcelas de FS se destacaram tanto pela riqueza de espécies, como pela quantidade de famílias encontrada. Foram encontradas nesse tipo de habitat 58% (n = 36) do total de espécies e 82% (n = 23) do total de famílias identificadas na amostragem da FRF como um todo. Dentre os indivíduos identificados, algumas famílias foram observadas exclusivamente na FS e na FM, como Burseraceae, Salicaceae, Simaroubaceae e Melastomataceae; porém, a FS também apresentou táxons ausentes na amostra da FM e comuns às áreas de MT e RE, como espécies da família Celastraceae; além de um conjunto de famílias identificadas exclusivamente na FS, como Boraginaceae, Ebenaceae, Rubiaceae, Anacardiaceae e Annonaceae (Figura 5). Esse conjunto de semelhanças e distinções observadas nas amostras da FS indica que a comunidade arbórea desse habitat mantém sua riqueza de espécies comparativamente alta através do agrupamento tanto das espécies de FM, como de táxons característicos dos ambientes mais abertos da FRF, além de apresentar táxons exclusivos.

Em termos gerais, Myrtaceae foi a família botânica com a maior riqueza de espécies e também abundância de indivíduos (S = 12; N = 70). Além disso, apesar de não ocupar essa mesma posição em todos os habitats individualmente, Myrtaceae manteve-se sempre entre as três principais famílias botânicas, tanto em abundância como em riqueza (Figura 5). Na FS Myrtaceae representou a segunda família mais importante, atrás apenas de Fabaceae. Na RE, por sua vez, ficou em terceiro lugar, depois de Polygonaceae e Asteraceae.

A partir da análise da estrutura e composição de espécies arbóreas dos habitats, foi observado que os mesmos se diferenciam uns dos outros de modos variados (Tabela 2). Em linhas gerais temos que:

1. Mata de tabuleiro – Apresenta os menores valores médios de DAP e altura, contraposto à mais alta densidade de indivíduos arbóreos. A comunidade arbórea apresenta um índice de dominância intermediário, sendo Myrtaceae a família mais comum.
2. Restinga arbustivo-arbórea – Apresenta valores médios intermediários de densidade de indivíduos arbóreos e altura. Junto com a MT e a FS, representa o conjunto de habitats com os menores valores de DAP. Esse habitat apresentou a menor riqueza e maior índice de dominância de Simpson. Sua comunidade arbórea é dominada por poucas espécies, principalmente de Polygonaceae e Asteraceae.
3. Floresta secundária – Semelhante à FM, diferencia-se desta exclusiva e notoriamente pela alta densidade de indivíduos arbóreos e riqueza de espécies. Dentre todos habitats avaliados, a FS foi o que apresentou maior riqueza de espécies vegetais, além do menor índice de dominância.
4. Floresta madura – Destaca-se por apresentar os valores mais altos de DAP e altura, contrapostos à menor densidade de árvores observada na FRF. A baixa riqueza observada nesse habitat foi influenciada pelo baixo número de indivíduos identificados, porém ainda assim a FM apresentou o segundo menor índice de dominância dentre os habitats da FRF.

Tabela 2. Matriz das variáveis com diferenças significativas ($p < 0,05$) de seus valores médios entre os habitats da FRF (Kruskal-Wallis, método de Dunn). Ao lado do nome da variável diferencial, entre parênteses, está indicado qual habitat apresentou o maior valor médio.

	MT	RE	FS
(1) Mata de Tabuleiro	-	-	-
(2) Restinga arbustivo-arbórea	Altura (2) Dominância (2)	-	-
(3) Floresta secundária	Altura (3) Dominância (1)	Altura (3) Dominância (2)	
(4) Floresta madura	Densidade (1) Altura (4) DAP (4) Dominância (1)	Altura (4) DAP (4) Dominância (2)	Densidade (3) Dominância (4)

MT: Mata de tabuleiro; RE: Restinga arbustivo-arbórea; FS: Floresta secundária.

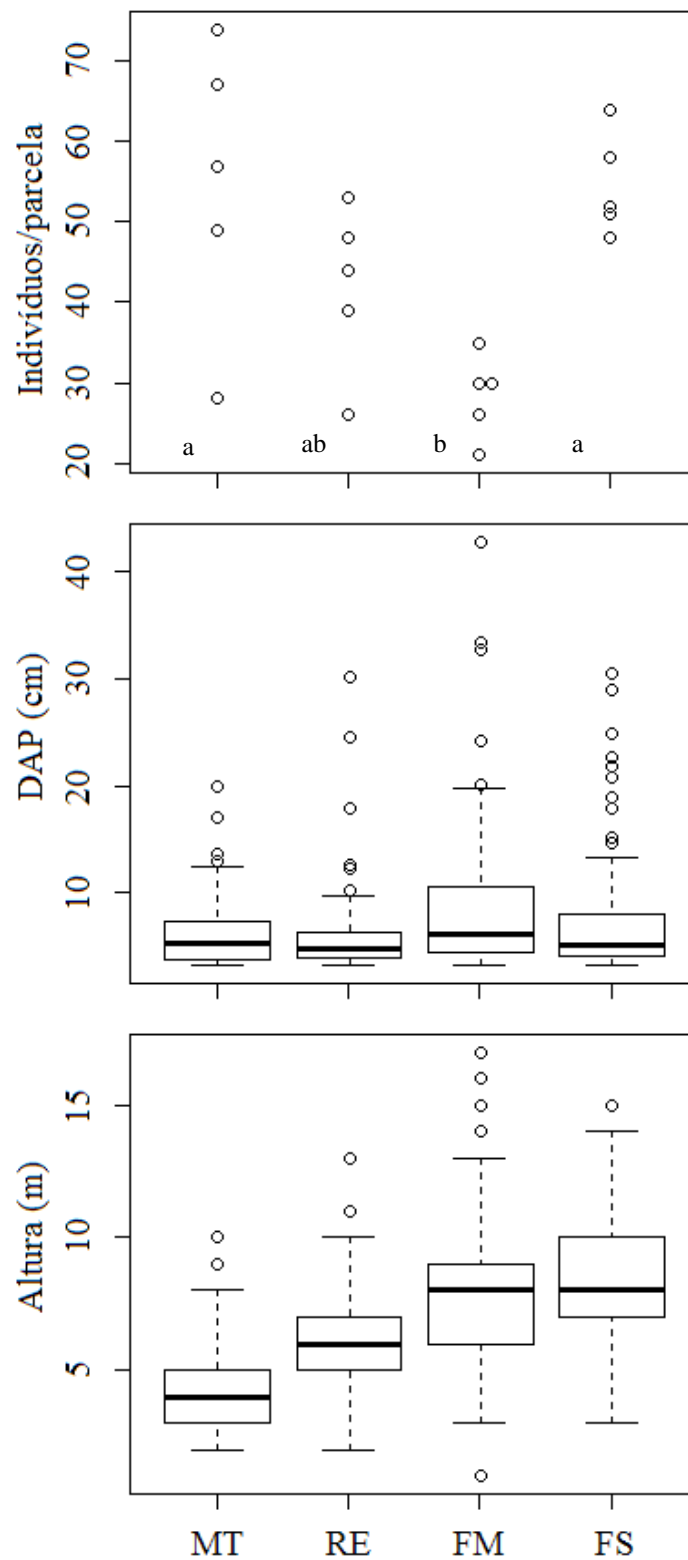


Figura 4. Comparação entre habitats em relação ao número médio de indivíduos arbóreos (com CAP igual ou maior que 10 cm), valores médios de DAP, e altura média dos indivíduos arbóreos em quatro tipos de habitat na Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D’Ajuda, Sergipe. As letras no gráfico de Indivíduos/parcela representam o resultado do teste de Kruskal-Wallis (método de *Dunn*) – letras iguais indicam que as médias entre as amostras não são diferentes.

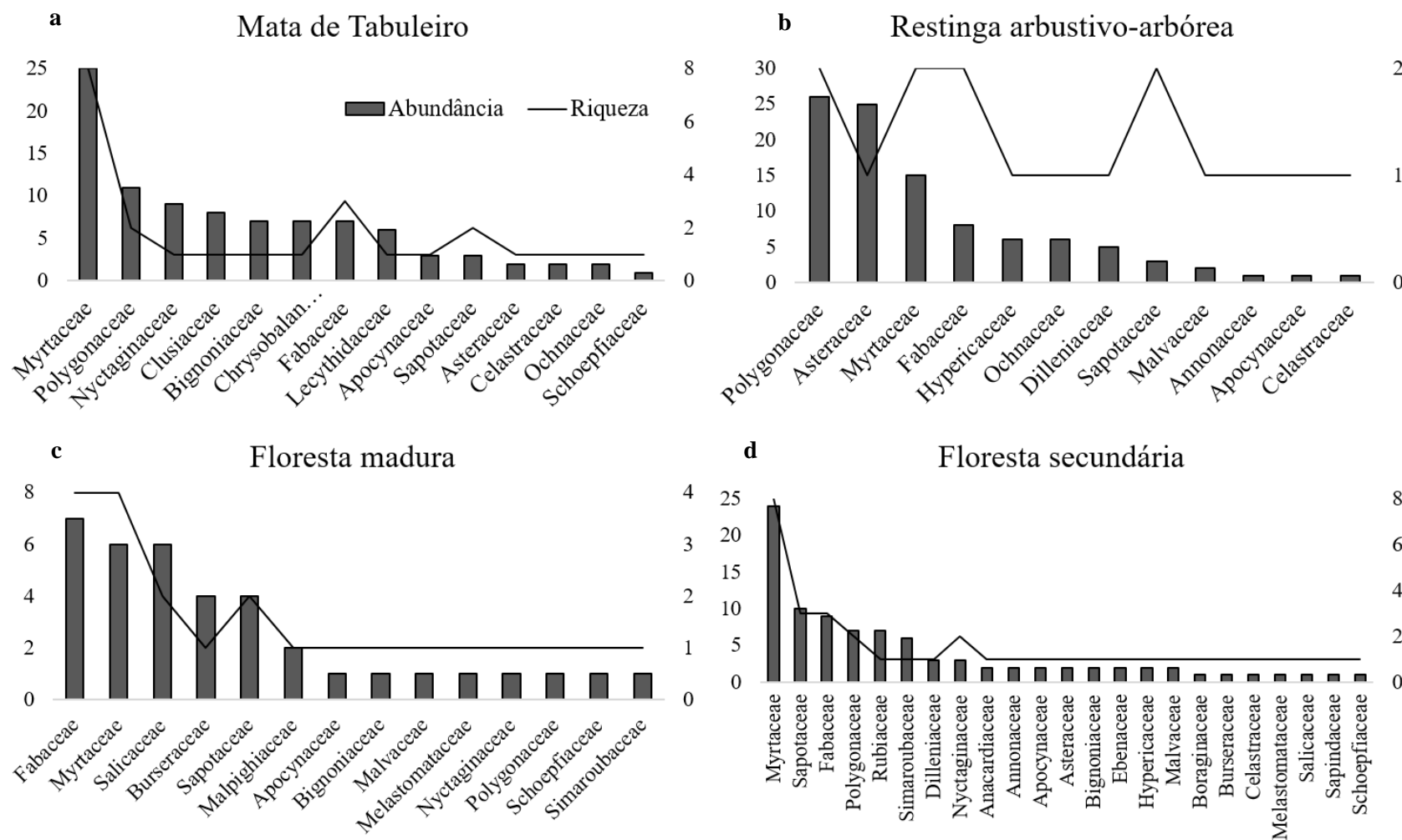


Figura 5. Abundância de indivíduos e riqueza de espécies por família da comunidade arbórea das 12 parcelas amostrais distribuídas entre diferentes habitats na Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D'Ajuda, Sergipe.

Fenologia

Mata de tabuleiro

Os índices observados na MT indicam que a floração nesse ambiente tem um pico anual, que se inicia no meio da estação seca, em janeiro, e tem seu ponto mais alto no final da estação seca, em março, quando passa a decrescer conforme os frutos surgem (Figura 6a). A frutificação, por sua vez, sucede os picos de floração, mantendo-se durante o final da estação seca (janeiro) até o meio da estação chuvosa (julho). A frutificação nas parcelas em MT esteve positivamente correlacionada com a precipitação ($r_s = 0,5775$; $p = 0,0492$).

Restinga arbustivo-arbórea

O padrão de floração observado na RE se assemelha ao da MT, apesar de se estender por um período um pouco mais curto. O pico anual de floração na RE, assim como na MT, tem início no meio da estação seca (janeiro) e dura até o meio da estação chuvosa (junho) (Figura 6b). A variação dos índices de frutificação foi mais discreta, comparada à floração. Os índices de frutificação acompanharam quase que simultaneamente a variação nos índices de floração entre março e junho de 2015. Um pequeno aumento do índice de frutificação foi observado em novembro – provavelmente em decorrência do índice de floração de setembro do mesmo ano – mantendo-se estável nos dois meses seguintes e se elevando no terceiro mês – provavelmente em decorrência do pico de floração de janeiro de 2016. Os índices observados na RE não apresentaram correlação estatística com a precipitação.

Floresta secundária

Nas parcelas de FS as variações observadas dos índices ponderados de Fournier de fenofases reprodutivas foram sutis (Figura 6c). Os maiores valores de floração foram observados no final da estação seca, em março e abril de 2015. Os índices de frutificação se mantiveram relativamente estáveis entre março e agosto de 2015, com um fraco pico em abril de 2015, no final da estação seca, e outro em setembro do mesmo ano, seguindo o fim da estação chuvosa; embora ambos esses aumentos nos índices tenham precedido uma queda no mês imediatamente seguinte a eles. Os índices de floração atingiram seu ponto mais baixo a partir de dezembro de 2015, mantendo-se assim até o final da amostragem, em fevereiro de 2016; sendo acompanhados pelos índices de frutificação a partir de janeiro.

Floresta madura

Semelhantemente à FS, a variação nos índices de floração e, especialmente, de frutificação nas áreas de FM foram mais sutis que os observados em áreas de MT e RE, chegando ao máximo de aproximadamente 0,17 (Figura 6d). A comunidade arbórea da FM apresentou seus maiores valores de floração em março de 2015 e de setembro a outubro do mesmo ano; final e início da estação seca, respectivamente. A maior variação observada nos índices de frutificação desse habitat foi o pequeno aumento a partir de novembro de 2015, seguindo o final do pico de floração de outubro, a partir do qual os índices se mantiveram relativamente estáveis até o final da amostragem, em fevereiro de 2016. As variações comparativamente discretas dos índices ponderados de Fournier das áreas de FM e FS em relação às observadas nas áreas de MT e RE podem estar relacionadas com as diferenças no número de indivíduos monitorados por espécie em cada habitat, menor nos dois últimos (Tabela 1). Não foi observada qualquer correlação entre os índices ponderados de Fournier das fenofases reprodutivas da FM e a precipitação.

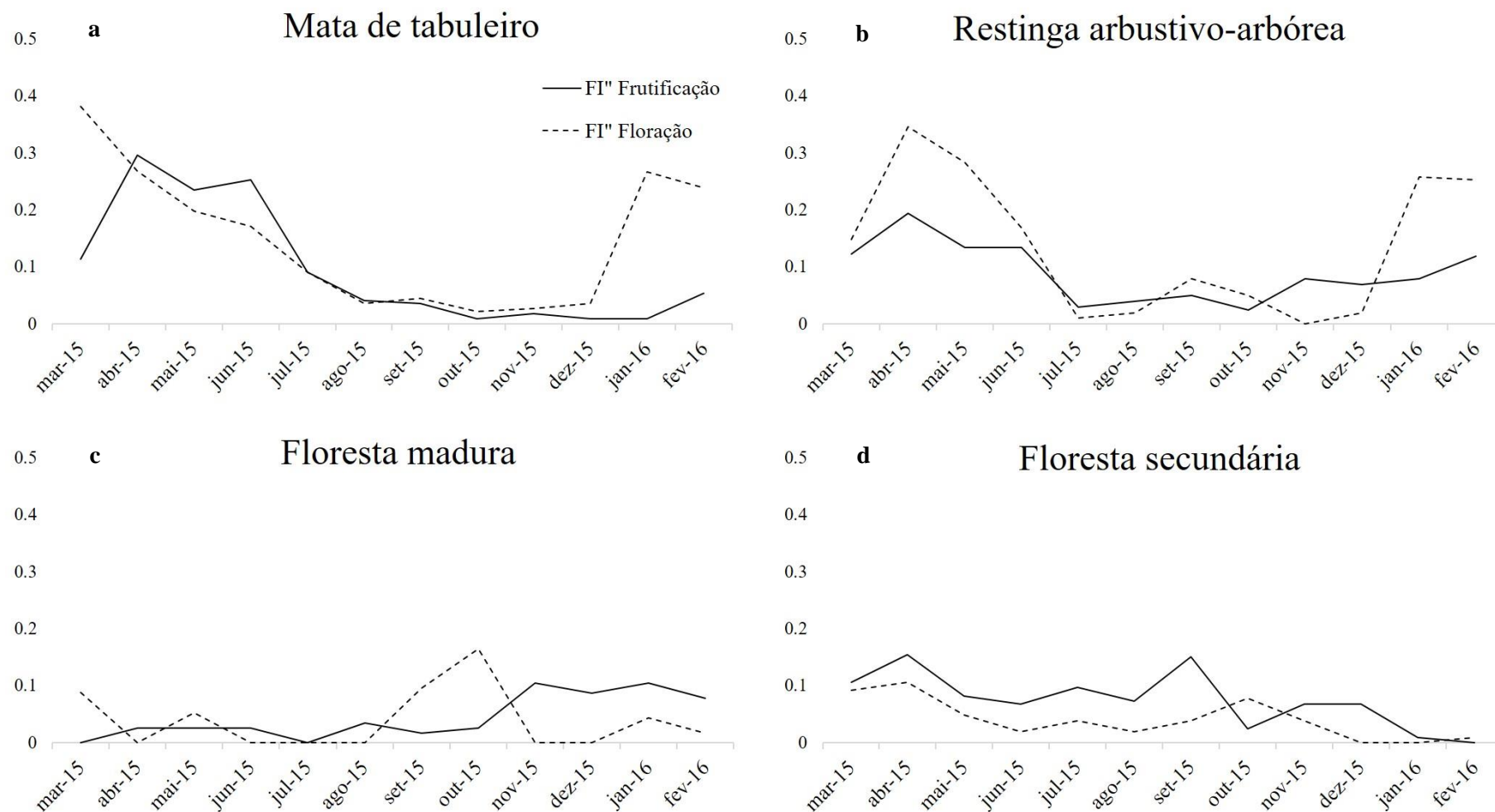


Figura 6. Índices ponderados de Fournier das fenofases reprodutivas da comunidade arbórea em quatro tipos de habitat da Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D'Ajuda, Sergipe, no período de março de 2015 a fevereiro de 2016.

DISCUSSÃO

Em termos estruturais as áreas de FM e FS se destacam dos demais tipos de habitat da FRF, tanto por suas alturas de dossel, quanto pelas taxas de cobertura do solo. Esses habitats compreendem as áreas com maior complexidade ambiental (positivamente relacionada com a altura do dossel, Heck & Wetstone 1977), e também de maior produtividade (diretamente proporcional ao DAP, Chave et al. 2001). Estruturalmente, as diferenças entre as áreas de FM e FS se limitam à maior abundância de indivíduos jovens (com baixos valores de DAP), presença de um sub-bosque desenvolvido e alta riqueza de espécies encontrados na FS. Essas são características típicas de áreas florestais em estágio avançado de sucessão secundária (Guariguata & Ostertag 2001). Entre outros fatores, a atual ação de retirada de madeira pode ser uma das causas de manutenção dessa área num estado contínuo de sucessão secundária.

Desse modo, as diferenças entre esses dois habitats parecem decorrer diretamente dos impactos da retirada de madeira, tanto atuais como presumivelmente históricos, majoritariamente para a FS. Os impactos da retirada de madeira sobre a estrutura da comunidade vegetal também estão associados às semelhanças que a FS compartilha com a MT e a RE, tanto em termos estruturais, como na composição de espécies vegetais dessas áreas. Contudo, a cobertura do solo e altura do dossel não deixam dúvidas sobre a distinção entre esses dois perfis estruturais.

As áreas de MT e RE apresentam baixos valores de cobertura do solo e altura de dossel – características que remetem a ambientes de baixa produtividade e complexidade ambiental (Heck & Wetstone 1977; Mittelbach et al. 2001). Sendo assim, é presumível que a sazonalidade climática seja mais drástica nesses dois habitats, comparados às áreas de FM e FS, já que a umidade do ar e do solo é influenciada, entre outros fatores, pela estrutura da comunidade vegetal (Bezerra et al. 2008). Os baixos valores dessas variáveis estruturais, em áreas de MT e RE, aumentam a evapotranspiração, deixando assim o ambiente mais seco e, por conseguinte, mais exposto às variações sazonais (Brando et al. 2010). Concomitantemente a esses aspectos físicos, os maiores índices de dominância foram observados justamente nesses ambientes mais abertos. Isso significa que a disponibilidade de recursos de origem vegetal nessas áreas é mais intensamente dependente do comportamento fenológico de poucas espécies dominantes.

Aspectos climáticos, especialmente os relacionados à disponibilidade de água no solo, tem um papel fundamental na determinação de padrões fenológicos das comunidades vegetais (Marques & Oliveira 2004). Ambientes com estações secas bem definidas geralmente apresentam a sazonalidade como principal fator regulador do comportamento fenológico de espécies vegetais (Talora & Morellato 2000). As observações fenológicas aqui feitas corroboram com a presumível sazonalidade que a estrutura do habitat e composição da comunidade vegetal da MT e da RE as confere. Conforme observado, os índices ponderados de Fournier, nesses dois habitats, atingiram valores mais de duas vezes maiores que os valores máximos observados em áreas de FM e FS, durante os picos de frutificação e floração observados.

A variação comparativamente alta dos Índices ponderados de Fournier para floração e frutificação nas áreas de MT e RE em relação às de FM e FS resulta, em parte, da forma diferenciada como a sazonalidade influencia cada habitat. A intensidade dessa influência é determinada, entre outros fatores, pela capacidade de retenção de água do ambiente, que por sua vez resulta, primariamente, do tipo de solo e de aspectos estruturais da comunidade vegetal (Brando et al. 2010).

A composição da comunidade vegetal também pode ter influenciado a amplitude observada na variação dos índices ponderados de Fournier. Em áreas com índices de dominância maiores, a sincronia das fenofases reprodutivas entre vários indivíduos da mesma espécie exerce um efeito cumulativo sobre os índices observados; enquanto que em áreas com comunidades com maior equitabilidade, a sazonalidade na disponibilidade de frutos tende a diminuir (Dias et al. 2014).

Notoriamente, os índices de dominância observados nas áreas de MT e RE sugerem que a abundância de frutos se concentra no período de frutificação de poucas espécies dominantes, enquanto que uma disponibilidade relativamente contínua desses recursos pode ser observada em áreas de FM e FS, sustentada por uma variedade maior de padrões fenológicos que compõem as comunidades arbóreas dessas áreas.

Assim, as áreas de FM e FS têm um padrão de disponibilidade de frutos relativamente contínuo ao longo do ano, mesmo entre estações climáticas. Contraposto a isso, as áreas de MT e de RE sofrem forte influência sazonal, sendo nelas observado um período de alta disponibilidade de frutos, a partir do meio da estação seca (dezembro), e até o meio da estação

chuvosa (julho). Esse padrão fenológico é comum em regiões tropicais, no qual a floração é observada no final da estação seca e início da chuvosa; e o pico de frutificação, por sua vez, é observado a partir do início da estação chuvosa (Marques & Oliveira 2004). Tais períodos de abundância de frutos na FRF, entretanto, são intercalados por períodos de escassez, especialmente rigorosos na MT.

Apesar de tanto a FM como a FS terem apresentado uma variação pequena da disponibilidade de flores e frutos, foi observado um leve aumento na floração das parcelas de FM no início da estação seca (setembro e outubro), seguido de um aumento do índice de frutificação em novembro, que se manteve estável até o final da amostragem em fevereiro. A comunidade arbórea da FS não apresentou qualquer grande alteração em seus índices de floração/frutificação, apesar da notória diminuição dos valores observados no meio da estação seca (dezembro), em contraposição ao aumento observado na mesma época, nos índices de frutificação na FM. Essas pequenas diferenças observadas, no entanto, não parecem ser provocadas por questões ambientais, mais provavelmente em decorrência da diferença na composição das espécies amostradas.

CONCLUSÕES

- As áreas de FM e FS são os habitats com maior altura de dossel e taxa de cobertura do solo da FRF. Essas variáveis também representam maior complexidade ambiental e produtividade primária para essas áreas, em comparação às áreas de RE e MT;
- FM e FS se diferenciam entre si pela maior abundância de indivíduos com baixos valores de DAP, presença de um sub-bosque desenvolvido e maior riqueza de espécies encontrados na FS; características relacionadas ao estágio secundário de sucessão em que essa área se encontra, em decorrência da retirada de madeira;
- As áreas de RE e MT representam os habitats mais abertos e com maior influência de fatores ligados à sazonalidade, na FRF. A sazonalidade ambiental observada nessas áreas – assim como os maiores índices de dominância encontrados para suas comunidades vegetais arbóreas – repercutem na sazonalidade na produção de frutos dessas áreas, concentrada no final da estação seca até o meio da estação chuvosa. Em contrapartida, áreas de FM e FS apresentam como padrão uma disponibilidade de frutos relativamente contínua ao longo do ano, mesmo entre estações climáticas.

CAPÍTULO 2 – Padrão de uso de diferentes fitofisionomias por uma população de macacos-prego-do-peito-amarelo em um fragmento de Mata Atlântica

INTRODUÇÃO

Primatas neotropicais, por serem arborícolas, são especialmente influenciados por características estruturais do habitat, como por exemplo a existência de diferentes estratos (Fedigan & Jack 2001; Prates & Bicca-Marques 2008; Bonilla-Sánchez et al. 2012). Desse modo, habitats com maior complexidade e heterogeneidade ambiental são capazes de manter uma maior riqueza de espécies (Schwarzkopf & Rylands 1989; Gouveia et al. 2014). Tendo isso em vista, o valor de uma dada área, para a conservação de primatas, depende diretamente dos requerimentos e preferências de habitat das espécies a serem protegidas (Mittermeier & van Roosmalen 1981).

As espécies de macacos-prego encontram-se amplamente distribuídas ao longo da região neotropical (Lynch Alfaro et al. 2012). Macacos-prego são reconhecidos pela sua alta plasticidade ecológica e comportamental (Fragaszy et al. 1990). E espécies desses gêneros podem ser encontradas em virtualmente todos os tipos florestais dos neotrópicos (Freese & Oppenheimer 1981). A distribuição geográfica do macaco-prego-do-peito-amarelo estende-se, a partir da linha da costa ao leste, até o Rio São Francisco ao norte e ao oeste e até o Rio Jequitinhonha, ao sul (Rylands et al. 2005). Dentro desse limite, populações da espécie são encontradas em vários tipos florestais, espalhados entre os domínios da Mata Atlântica, Caatinga e Cerrado (Canale et al. 2009).

Apesar de serem capazes de sobreviver em uma grande variedade de ambientes, macacos-prego tem uma tolerância baixa para sobreviver em fragmentos muito pequenos (menores que 150 ha) (Beltrão-Mendes et al. 2011; Flesher 2015). Essa limitação está relacionada tanto aos requerimentos de habitat das espécies, por formarem grupos com grandes áreas de vida (e.g.: 969–1098 ha, Suscke 2009); como pelo aumento à exposição aos impactos provenientes do abate de animais por seres humanos (Kierulff et al. 2005), resultante da fragmentação do habitat.

O termo uso/preferência de habitat por vezes é utilizado para descrever padrões de utilização do espaço em diferentes escalas espaciais. O termo pode, por exemplo, se referir à utilização diferencial de estratos florestais, ou à ocupação diferencial de diferentes tipos de

habitat (e.g. Pontes 1997; Lynch Alfaro et al. 2012; Borges et al. 2014). No presente trabalho, o termo preferência de habitat se refere a utilização em intensidades variadas de diferentes tipos de fitofisionomia que compõem um fragmento. De qualquer maneira, espécies do gênero *Sapajus* podem ser consideradas generalistas de habitat em ambos os sentidos, tanto por utilizarem todos os estratos florestais, como por serem capazes de sobreviver em uma grande variedade de tipos de habitat (Fragaszy et al. 1990; Lynch Alfaro et al. 2012).

A capacidade de sobreviver em diferentes tipos de habitat, entretanto, não significa dizer que os macacos-prego sejam insensíveis às diferenças entre ambientes em que ocorrem. Afinal, entre outros fatores, as características estruturais e condições de disponibilidade de recursos alimentares do ambiente determinam a qualidade do habitat, sendo assim parâmetros importantes para as preferências de habitat em primatas (Schwarzkopf & Rylands 1989). Além disso, a disponibilidade de alimento frequentemente exerce uma forte influência sobre a ocorrência, assim como sobre os parâmetros populacionais de primatas (e.g.: Anderson et al. 2007; Schwarzkopf & Rylands 1989; Rode et al. 2006). Todavia, em ambientes degradados, como a Mata Atlântica, essas preferências parecem sofrer forte influência adicional de fatores antrópicos, como caça e corte seletivo de espécies vegetais (e.g.: Anderson et al. 2007; Suscke 2009; Flesher 2015).

A generalidade da ocupação de diferentes tipos de habitat por espécies do gênero *Sapajus* está especialmente associada às suas adaptações à durofagia (Lynch Alfaro et al. 2012). Por ter a capacidade de explorar recursos alimentares virtualmente inacessíveis a outras espécies de primatas, os macacos-prego podem ocupar uma extensa gama de fitofisionomias (Fragaszy et al. 1990), o que inclui áreas de florestas inundáveis, florestas de terra firme, matas de galeria, florestas de restinga, matas de tabuleiro, manguezais, entre outros (Haugaasen & Peres 2005; Canale et al. 2009; Suscke 2009; Beltrão-Mendes 2015). Além disso, dentro desses tipos de ambientes, populações podem ser encontradas não só em áreas maduras e/ou preservadas, como também em áreas perturbadas, em estágio de sucessão secundária (Suscke 2009).

O uso do habitat por espécies animais pode variar muito de acordo com características como a estação do ano ou a estrutura da floresta (Pontes 1997). Apesar de ocuparem preferencialmente florestas primárias/maduras (Freese & Oppenheimer 1981; Chagas & Ferrari 2010), as respostas dos macacos-prego aos diferentes tipos de habitat variam de acordo com as condições locais. Em fragmentos próximos a plantações, de milho ou cana-de-

açúcar, por exemplo, populações de macacos-prego frequentemente são observadas consumindo esses tipos de recurso, especialmente em períodos de escassez de frutos na mata (Santos 2013; Bezerra et al. 2014). Os grupos também podem ocupar mais intensamente certos tipos de habitat em resposta à disponibilidade de frutos (Suscke 2009); ou à competição com espécies próximas, quando em simpatria (Lynch Alfaro et al. 2012). Macacos-prego podem até mesmo evitar porções do fragmento onde há maior exposição a predadores e/ou intensidade de caça (Suscke 2009).

Levando em conta essas informações, podemos entender que os padrões de uso e preferência de habitats por macacos-prego são determinados pela estrutura e condições de disponibilidade de alimento, sendo influenciados também por variáveis locais, como pressão de caça e de predação, por exemplo (Pontes 1997; Suscke 2009). Além disso, conforme dito anteriormente, o valor de uma área, para a conservação de primatas, depende diretamente dos requerimentos e preferências de habitat das espécies em questão (Mittermeier & van Roosmalen 1981).

Ainda hoje existem várias lacunas de conhecimento a respeito de aspectos ecológicos e comportamentais do macaco-prego-do-peito-amarelo. E, dentro desse contexto, também são escassas as avaliações de padrões de uso de diferentes habitats pela espécie (ver Suscke 2009; Beltrão-Mendes 2015). A avaliação das características estruturais e de disponibilidade de recurso do habitat que determinam as preferências de habitat de *S. xanthosternos* é inestimável para a fundamentação de ações conservacionistas, assim como para a compreensão de modo mais amplo da ecologia da espécie.

OBJETIVO GERAL

Descrever o padrão de uso do habitat por uma população de macacos-prego-do-peito-amarelo num fragmento de Mata Atlântica, no município de Itaporanga D'Ajuda, relacionando-o a aspectos do habitat como características estruturais, disponibilidade de recursos alimentares e exposição a risco de predação.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Levantar espécies potenciais de presas e predadores de macacos-prego-do-peito-amarelo na da Fazenda Rio Fundo, no município de Itaporanga D'Ajuda;
- Identificar potenciais ameaças à população de macacos-prego-do-peito-amarelo da Fazenda Rio Fundo, no município de Itaporanga D'Ajuda;
- Descrever o padrão de utilização dos diferentes tipos de habitat da Fazenda Rio Fundo, no município de Itaporanga D'Ajuda, pela população de macaco-prego-do-peito-amarelo;
- Identificar os principais fatores ambientais determinantes do padrão de ocupação da Fazenda Rio Fundo, no município de Itaporanga D'Ajuda, pelos macaco-prego-do-peito-amarelo.

MÉTODOS

Coleta de dados

A presença de macacos-prego nas diferentes fisionomias do fragmento da FRF foi monitorada mensalmente, entre maio de 2015 e fevereiro de 2016, através de armadilhas fotográficas (modelo Ltl 5210A, Acorn), instaladas em 20 pontos amostrais fixos (P1 a P20; Figura 7). Cada ponto estava posicionado dentro de uma das 20 parcelas utilizadas para avaliação da estrutura de habitat (ver detalhes no Capítulo 1). O local exato para instalação de cada armadilha-fotográfica foi escolhido com base na disponibilidade de suporte para a sua instalação e nas condições relacionadas à qualidade dos registros a serem obtidos, como ausência de obstáculos visuais. Além dos 20 pontos amostrais fixos, outros 11 pontos complementares foram amostrados, em um único mês cada, em busca da identificação de potenciais presas e predadores dos macacos-prego.

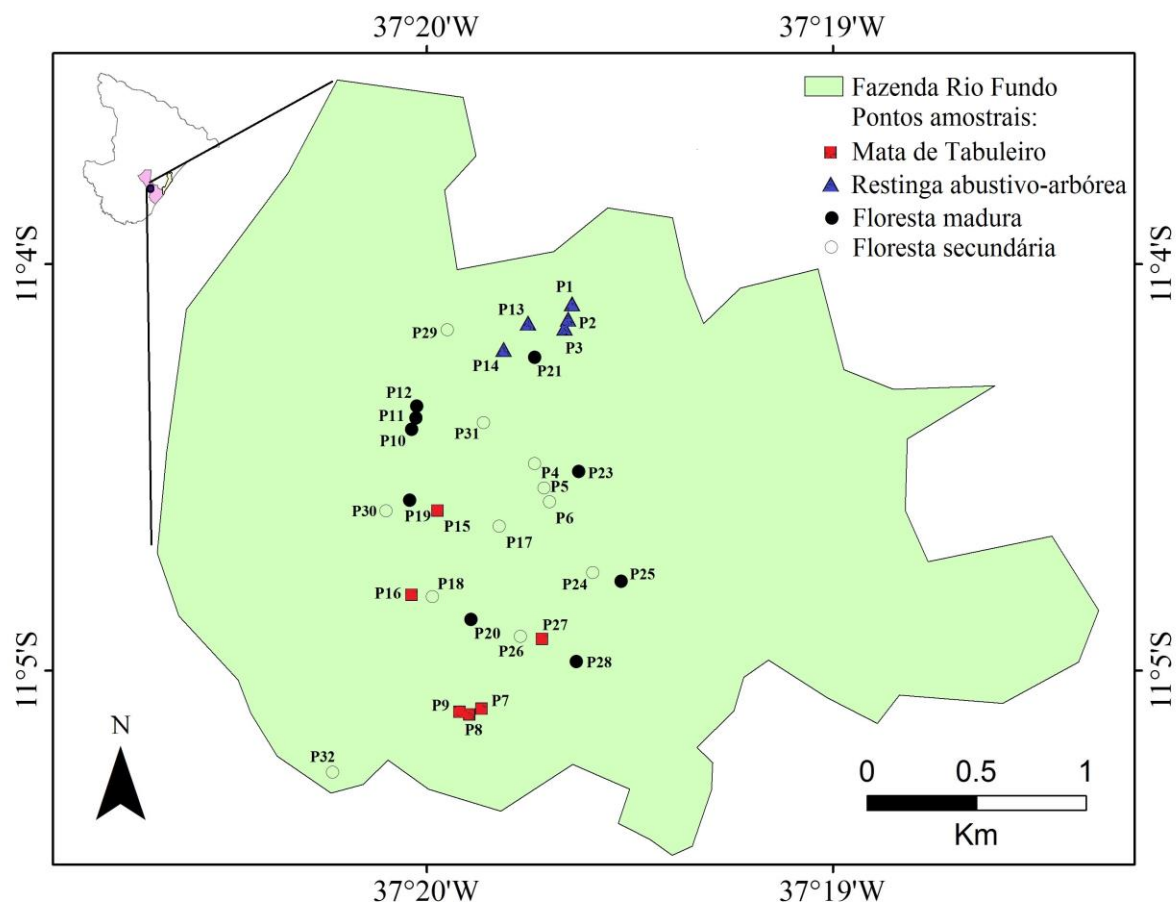


Figura 7. Distribuição dos 31 pontos amostrais nos quais foram instaladas armadilhas-fotográficas em ao menos um mês na Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D'Ajuda, Sergipe. Os pontos de 1 a 20 representam os pontos fixos, monitorados mensalmente entre maio de 2015 e fevereiro de 2016. Os demais pontos foram amostrados em apenas um mês cada.

As armadilhas fotográficas foram fixadas à base de árvores, a cerca de 30 cm acima do solo (Kelly 2008), programadas para realizar filmagens de 30 segundos, sempre que detectado movimento. Cada ponto amostral foi monitorado ao longo de seis a oito dias por mês. Os pontos foram iscados com aproximadamente 400 g de milho seco, colocados diretamente sobre o solo, a aproximadamente 2,5 m de distância da armadilha fotográfica (Bezerra et al. 2014). Os pontos amostrais foram reabastecidos com isca no terceiro dia após a instalação da câmera. Entre maio e agosto de 2015, os pontos amostrais foram abastecidos com cerca de 100 g de uma isca adicional, composta por uma mistura de paçoca de amendoim, fubá de milho torrado, bananas, sardinha, casca de abacaxi e milho verde. Essa isca adicional foi utilizada em busca de registros de potenciais presas e predadores dos macacos-prego.

Os dados obtidos das armadilhas fotográficas foram divididos em dois grupos. O grupo dos dias de monitoramento sistemático – as filmagens provenientes dos dias amostrais inclusos no protocolo definido de abastecimento do ponto com iscas. E um segundo grupo, com os dias extras – compreendendo os registros obtidos nos dias além dos de monitoramento sistemático, nos quais a câmera permaneceu funcionando sem o abastecimento de isca dos pontos.

Análise de dados

A frequência de registros de macacos-prego, obtidos pelas armadilhas fotográficas em cada ponto fixo, foi utilizada como a medida de intensidade de uso de cada tipo de habitat. Para isso, dentre os vídeos que registraram a espécie-foco num ponto amostral, aqueles que foram obtidos com menos de uma hora de intervalo entre si foram computados como uma única visita (Tan et al. 2013). Devido à proximidade entre alguns pontos amostrais, visitas registradas num mesmo dia em pontos próximos e localizados no mesmo habitat (p4 a p6; e p10 a p12) foram agrupadas como uma única visita, seguindo o limite mínimo de três horas de intervalo entre si, para avaliar se houve diferença na intensidade de uso dos habitats pelos macacos-prego.

A duração de uma visita foi calculada como o intervalo de tempo entre o primeiro e o último vídeo de cada visita. Em visitas que geraram apenas um vídeo, a duração foi determinada como de 1 minuto. As durações médias por visita em cada tipo de habitat, foram comparadas através do teste de Mann-Whitney (U).

A probabilidade de obtenção de registro (P) de macaco-prego foi calculada através da fórmula a seguir, na qual n = Número de visitas; e = Esforço amostral por habitat em armadilhas-dia; H = Número de habitats considerados.

$$P = \frac{n}{eH}$$

Para a identificação individual dos macacos-prego registrados nas filmagens e para a delimitação e análise de composição sexo-etária dos grupos, as imagens de cada animal em cada vídeo foram comparadas entre si, levando-se em conta tamanho e proporções corporais, padrões de coloração, traços faciais e marcas distintivas (ex: cicatrizes). Para isso, foram montadas e analisadas chapas de identificação, com o auxílio do *software* VirtualDub v1.10.4. Cada chapa é composta pelas imagens (*frames*) de melhor qualidade de cada indivíduo, em

diferentes posições. Para reduzir as chances de se confundir indivíduos parecidos como um único indivíduo, numa mesma chapa só foram usados *frames* retirados de um mesmo vídeo, garantindo que cada chapa represente um único indivíduo, em posições diferentes.

Os indivíduos observados foram classificados com base em seus tamanhos relativos e proporções corporais. Indivíduos com até três quartos do tamanho corporal de uma fêmea adulta, sem incluir a cauda, foram classificados como juvenis (Bezerra et al. 2014). Infantes foram identificados como indivíduos com tamanho corporal de até um terço do tamanho de uma fêmea adulta, ou então, qualquer indivíduo que estivesse sendo carregado (Bezerra et al. 2014). Machos adultos foram reconhecidos pelos testículos proeminentes e seu tamanho e proporções corporais – especialmente pelo formato de suas cabeças. O sexo de fêmeas adultas e das demais categorias etárias foi determinado apenas quando as genitálias (ou mamas desenvolvidas) foram evidentemente observadas na filmagem. A estimativa do número de indivíduos em cada grupo foi feita levando em conta o número máximo de indivíduos registrados numa única visita.

RESULTADOS

Incluindo todos os 31 pontos (Figura 7) e os registros obtidos tanto nos dias de monitoramento sistemático como nos dias extras, foram obtidos 54.241 vídeos, totalizando 250 horas de filmagens provenientes de 2.291 armadilhas-dia de monitoramento. Para as análises de frequência de registros, embora apenas o esforço amostral sistemático, realizado nos 20 pontos amostrais fixos, foi levado em consideração. Esse esforço equivaleu a 1.444 armadilhas-dia, tendo sido realizados 361 armadilhas-dia de monitoramento em cada tipo de habitat. A amostragem mensal por ponto variou entre 6 e 8 dias completos (Tabela 3). Desse total, foram obtidos 6.844 vídeos diurnos, entre 5:00 e 18:00, equivalentes a 46 horas de filmagens.

Tabela 3. Número de dias completos amostrados por ponto fixo em cada mês. Total se refere ao número de armadilhas-dia, que equivale ao número de câmeras (pontos) multiplicado pelo número de dias (Tobler et al. 2008).

Pontos	2015								2016		Total
	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	
1 a 12	7	7	7	7	8	7	7	8	7	6	852
13 a 20	6	6	7	8	8	8	8	8	7	8	592
Total	132	132	140	148	160	148	148	160	140	136	1444

Espécies registradas

Foram registradas ao menos 13 espécies de mamíferos de pequeno, médio ou grande porte nos vídeos, das quais 11 puderam ser identificadas (Apêndice 1). As cutias *Dasyprocta* sp. obtiveram o maior número de visitas entre os mamíferos ($n = 59$) (Tabela 4). O macaco-prego-do-peito-amarelo, por sua vez, ficou em segundo lugar, tendo sido filmado em áreas de FM e FS. Dos demais registros obtidos, foram observadas três espécies de potenciais predadores para o macaco-prego-do-peito-amarelo, o jaguarundi *Puma yagouaroundi*, a jaguatirica *Leopardus pardalis* e o gato-maracajá *Leopardus wiedii*. Enquanto o jaguarundi e o gato-maracajá foram registrados uma única vez cada, na RE e na FS, respectivamente; *L. pardalis* foi observada em 3 visitas distintas, cada uma em um ponto diferente – um em FS e dois em FM. A presença de cães domésticos *Canis familiaris* também foi observada nas filmagens. Os registros de cães se distribuíram entre áreas de MT, FM e FS, tendo sido filmadas uma visita da espécie em cada.

Tabela 4. Descrição do número de vídeos obtidos das espécies animais mais frequentes entre os registros obtidos de 1.444 armadilhas-dia de monitoramento através de armadilhas fotográficas na Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D'Ajuda, Sergipe.

Espécie	Vídeos	Visitas	Visitas duplas*	MT	RE	FM	FS
Aves							
<i>Crypturellus parvirostris</i>	812	388	9	182	83	13	110
<i>Penelope superciliaris</i>	1393	155	9	15	129	0	11
<i>Leptotila verreauxi</i>	445	145	6	85	37	8	15
Mamíferos							
<i>Dasyprocta</i> sp.	1018	59	11	2	34	2	21
<i>Sapajus xanthosternos</i>	430	39	0	0	0	12	27

*Visitas em que mais de uma espécie foi registrada.

MT: Mata de tabuleiro; RE: Restinga arbustivo-arbórea; FM: Floresta madura; FS: Floresta secundária.

Espécies de presas em potencial para os macacos-prego também foram registradas nos pontos amostrais. Levando em conta o número de visitas, as espécies de aves foram as mais comuns, preponderantemente Inhambu-chororó *Crypturellus parvirostris* (n = 388), jacupembas *Penelope superciliaris* (n = 155) e juritis-pupú *Leptotila verreauxi* (n = 145) (Tabela 4). Também foi registrada a ocorrência do sagui comum *Callithrix jacchus* e de algumas espécies não identificadas de Passeriformes. Em uma frequência menor, foram obtidas filmagens de répteis (Teiús *Tupinambis merianae* e pequenos lagartos não identificados), anfíbios e até insetos.

Foram obtidos também: 833 vídeos sem registros de animais (n = 509); 1.153 vídeos com pesquisadores (n = 503); e 9 vídeos inválidos (n = 7), corrompidos ou com alta intensidade de neblina, o que impossibilitou a identificação de qualquer registro. Em apenas uma ocasião pessoas (que não os pesquisadores) foram filmadas, o que ocorreu num ponto em área de FS.

Registros de *Sapajus xanthosternos*

A espécie-foco, *S. xanthosternos*, foi registrada em 430 vídeos (6,23%), compreendendo 39 visitas independentes. Os macacos-prego visitaram pelo menos um dos pontos amostrais em todos os meses, com exceção de agosto de 2015 (Tabela 5). Todos os 10 pontos amostrais fixos localizados em áreas de FM ou FS receberam visitas da espécie-foco em pelo menos um mês, com exceção do ponto P12 localizado em FM. Não foi obtido nenhum registro da presença dos macacos em áreas de MT ou de RE, em 1.444 armadilhas-dia de amostragem.

A probabilidade de se obter registros de *S. xanthosternos*, por dia de amostragem, nas áreas de FS (n = 27; p = 7,48%) foi aproximadamente o dobro do que em FM (n = 12; p = 3,32%). Essa diferença foi observada porque dois grupos diferentes visitaram os pontos amostrais de 4 a 6, localizados em FS. Para avaliar a possível diferença na intensidade de uso entre FM e FS, entretanto, foi necessário considerar apenas as visitas do grupo B, já que a amostragem realizada cobriu uma porção maior da área de vida desse grupo, conforme discutido mais à frente. O grupo B foi registrado em 22 visitas a pontos amostrais ao longo do período de estudo. Entretanto, após o agrupamento das visitas – com menos de três horas de intervalo entre si e em pontos amostrais próximos e num mesmo tipo de habitat – esse número foi reduzido a 16 visitas independentes. Essas 16 visitas foram distribuídas quase que

equitativamente entre a FM e a FS (7 e 9, respectivamente). Sendo assim, ficou claro que não houve diferença na intensidade de uso dessas áreas pelos macacos-prego.

Mais adiante, as durações individuais das visitas variaram de um a 88 minutos. Entretanto, 87,18% (n = 34) das visitas não ultrapassaram os 30 minutos de duração. Além disso, com uma média geral de 14 minutos de duração, não foi observada diferença em relação à duração das visitas em FM e FS (U = 200; p = 0,2543).

Tabela 5. Total mensal de: vídeos; visitas (vídeos com menos de 1h de intervalo entre si); e pontos visitados por grupos de *Sapajus xanthosternus* em cada habitat na Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D'Ajuda, Sergipe.

Mês	Vídeos				Visitas				Nº de pontos visitados			
	MT	RE	FM	FS	MT	RE	FM	FS	MT	RE	FM	FS
2015												
Maio				46				2				2
Junho			19				3				3	
Julho			19	10			1	2			1	2
Agosto												
Setembro			26	8			3	1			3	1
Outubro			31	32			1	4			1	4
Novembro				103				7				3
Dezembro			30	1			4	1			2	1
2016												
Janeiro				90				5				4
Fevereiro				15				5				3
Total			125	305			12	27			4	5

MT: Mata de tabuleiro; RE: Restinga arbustivo-arbórea; FM: Floresta madura; FS: Floresta secundária.

Quantidade, tamanho e composição de grupos

A partir das filmagens obtidas, dois grupos de macacos-prego puderam ser identificados na área estudada (Grupo A e Grupo B) (Tabela 6). Em seis das 39 visitas registradas, não foi possível determinar com confiabilidade a identidade ou grupo dos indivíduos filmados – geralmente visitas representadas por um único vídeo, com a aparição rápida de um ou poucos indivíduos.

Foram montadas chapas de 50 indivíduos. Entretanto, esse número de identificações provavelmente representa uma superestimativa do número real de indivíduos registrados nas filmagens. Esse erro decorre de dificuldades intrínsecas à amostragem, que dificultam a confirmação da identidade de um indivíduo em situações diferentes (Ex.: ponto amostral, mês

e/ou condições de luz), sendo as principais: diferentes posições pelas quais o animal se aproxima da isca; e a mudança dos indivíduos conforme envelhecem, especialmente indivíduos que quando filmados pela primeira vez ainda eram infantes ou jovens. Por essas razões, a estimativa do número de indivíduos registrados nas filmagens foi feita levando em conta o número máximo de indivíduos registrados numa única visita, em cada um dos grupos. Estima-se que tenham sido registrados pelo menos 37 macacos-prego, sendo que durante o ano amostrado o grupo A chegou a ser composto por pelo menos 18 indivíduos e o grupo B por 19.

Tabela 6. Distribuição por ponto amostral das visitas e número de indivíduos registrados de cada grupo de macaco-prego-do-peito-amarelo registrado na Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D'Ajuda, Sergipe.

Ponto amostral	N° de visitas				Indivíduos/visita (mín-máx)			
	?*	A	B	Total	?	A	B	Total
<i>Floresta madura</i>	3		9	12	1-1		1-13	1-13
10	3		2	5	1-1		7-9	1-9
11			2	2			2-2	2-2
19			4	4			7-13	7-13
20			1	1			1	1
<i>Floresta secundária</i>	3	11	13	27	1-1	1-18	1-19	1-19
4	1	4	4	9	1	2-18	4-19	1-19
5	1	4	3	8	1	1-11	2-11	1-11
6		3	4	7		2-11	1-14	1-14
17			1	1			1	1
18	1		1	2	1		7	1-7
Total Geral	6	11	22	39	1	1-18	1-19	1-19

*? – Grupo não identificado.

O grupo B visitou pontos amostrais com uma frequência duas vezes maior ($n = 22$) que o grupo A ($n = 11$), e foi registrado em todos os pontos que foram visitados pela espécie. O grupo A, por sua vez, foi reconhecido exclusivamente em visitas aos pontos P4, P5 e P6, localizados na área de FS mais a leste, entre os pontos amostrais (Figura 7). Além disso, enquanto as visitas do grupo B foram observadas em sete meses distintos, as do grupo A se limitaram a quatro meses (Tabela 7; Tabela 8).

Graças a diferenças em traços faciais, tamanho do corpo, padrões de coloração e formato do pelo de cada animal, uma grande parcela dos macacos-prego filmados puderam

ser identificados. Notoriamente, alguns indivíduos têm características especialmente marcantes, que facilitam o seu reconhecimento em vídeos distintos, mesmo sob condições variadas de iluminação e distância do animal da câmera. Esses animais são os principais guias na identificação dos grupos em cada visita. No presente trabalho os principais indivíduos-guia foram os machos adultos de cada grupo, e duas fêmeas adultas – uma pertencente ao Grupo A, com o pelo quase todo claro; e outra, integrante do Grupo B, com o pelo predominantemente escuro (Figura 8).

Em relação à composição sexo-etária dos grupos, os grupos A e B apresentaram várias semelhanças (Tabela 7; Tabela 8). Note-se que, o maior número de indivíduos para o grupo B na análise de composição sexo-etária foi inferior à sua contagem total (Tabela 6), o que se deu devido à retirada dos indivíduos não identificados desta análise. O grupo A só teve dois machos adultos em sua composição durante todo o período observado; uma única dupla de machos adultos também foi observada no grupo B também, até novembro de 2015, quando um terceiro macho foi identificado. O número de fêmeas adultas identificadas também variou pouco entre os grupos, ficando entre duas e três fêmeas reconhecidas no grupo A; e entre duas e cinco, no grupo B. Juvenis foram observados em todos os meses em os grupos foram filmados, chegando ao máximo de sete juvenis no grupo A e seis, no grupo B. Em ambos os grupos os infantes passaram a ser registrados no meio da estação seca – a partir de novembro de 2015 no grupo A e no mês seguinte no grupo B.

Tabela 7. Composição do grupo A de *Sapajus xanthosternos* baseado nos registros em vídeo obtidos através de armadilhas fotográficas na Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D'Ajuda, Sergipe.

Classe etária/sexo	Grupo A			
	Chuvosa	Seca		
	Maio	Novembro	Janeiro	Fevereiro
Adulto	11	3	12	10
Macho	2	1	2	2
Fêmea	2	1	3	3
D*	7	1	7	5
Juvenil	7	1	4	3
Infante	-	2	2	2
Total	18	6	18	15
Visitas (vídeos)	1(31)	1(45)	4(89)	5(15)

*D – A letra refere-se à categoria que inclui indivíduos cujo sexo não pode ser identificado, mas que, pelo seu tamanho corporal, podem ser tanto fêmeas adultas como machos subadultos.

Tabela 8. Composição do grupo B de *Sapajus xanthosternos* baseado nos registros em vídeo obtidos através de armadilhas fotográficas na Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D'Ajuda, Sergipe.

Classe etária/sexo	Grupo B						
	Chuvosa			Seca			
	Maio	Junho	Julho	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro
Adulto	2	8	6	8	10	12	7
Macho	1	2	1	2	2	3	3
Fêmea	-	3	2	4	4	5	4
D*	1	3	3	2	4	4	-
Subadulto	-	-	-	-	1	1	1
Juvenil	6	2	3	3	4	4	3
Macho	-	-	-	1	1	1	1
Fêmea	3	-	1	1	1	1	1
N.I.	3	2	2	1	2	2	1
Infante	-	-	-	-	-	-	1
Total	8	10	9	11	15	17	12
Visitas (vídeos)	1(15)	3(19)	2(28)	4(34)	4(62)	6(58)	2(22)

*D – A letra refere-se à categoria que inclui indivíduos cujo sexo não pode ser identificado, mas que, pelo seu tamanho corporal, podem ser tanto fêmeas adultas como machos subadultos.

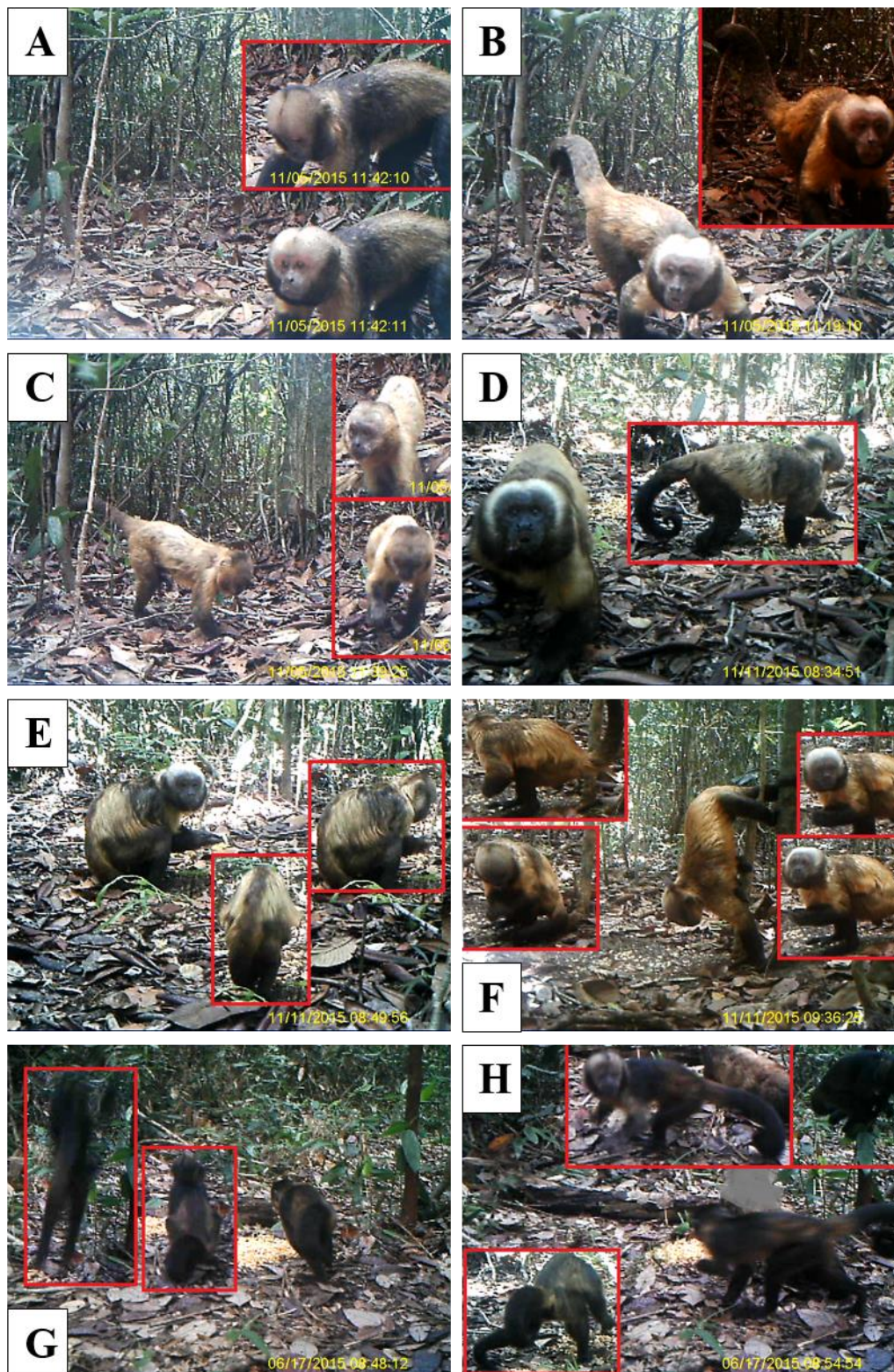


Figura 8. Chapas de identificação de indivíduos-guia para o reconhecimento dos grupos de macaco-prego-do-peito-amarelo na Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D'Ajuda, Sergipe. Indivíduos do Grupo A: A) Macho adulto (Ombro preto); B) Macho adulto (Costeleta); C) Fêmea adulta (Branco). Indivíduos do Grupo B: D) Macho adulto (Lua cheia); E) Macho adulto (Capa preta); F) Macho adulto (Sayajin); G e H) Fêmea adulta (Preto).

DISCUSSÃO

Potenciais ameaças à população de macacos-prego-do-peito-amarelo da FRF

Potenciais predadores dos macacos-prego-do-peito-amarelo

Três espécies de felinos foram registradas na FRF: a jaguatirica; o gato-maracajá; e o jaguarundi. Todas essas podem ser consideradas predadores potenciais dos macacos-prego, bem como de todos os primatas da área, levando-se em conta seus tamanhos corporais (Phillips 1995; Janson et al. 2012). As espécies de *Leopardus*, com destaque para a jaguatirica, são predadores confirmados de primatas (Bianchi & Mendes 2007). Aliado a isso, os poucos registros das espécies do gênero na FRF coincidiram com áreas de FM e FS, nas quais os macacos-prego foram registrados. Jaguarundis, por sua vez, nunca foram registrados predando primatas, embora sejam predadores generalistas de pequenos vertebrados, principalmente de mamíferos (Giordano 2016). Entre as presas conhecidas para jaguarundis, destaca-se a preguiça-comum *B. variegatus*, mamífero arborícola de grande porte (Wang 2002). Esse registro demonstra o potencial do felino para predação de macacos-prego.

Também foi registrada a ocorrência da murucututu *Pulsatrix perspicillata* na FRF, em um estudo ornitológico em andamento (Criscuolo com. pess.). Esse predador noturno é conhecido por se alimentar de primatas, entre outros grupos (Burnham et al. 2012). Apesar de caçarem à noite, levando em conta que os locais de pernoite dos macacos-prego são ramos de árvores ou palmeiras (Suscke 2009), a murucututu pode representar um predador em potencial desse primata.

Os caçadores da área raramente caçam/capturam primatas. Os poucos relatos obtidos se referem à captura de saguis, para comércio como animal de estimação, e à caça de macacos-guigó, para o consumo. Ambos, entretanto, são descritos como práticas raras. Em especial a caça de macacos-guigó, praticada por um antigo morador de um povoado vizinho, já falecido. Entretanto, conforme observado ao longo do trabalho, a população humana do entorno retira madeira do fragmento, especialmente nas áreas de FS e RE. A retirada de madeira pode representar ameaça indireta não só à população de macacos-prego, como à manutenção do próprio fragmento, a depender da intensidade da exploração, via de regra seletiva (ver Anderson et al. 2007). Por outro lado, a utilização das áreas de FS pelos macacos-prego na área de estudo sugere que, nesse fragmento, o impacto desse tipo de atividade pode ser mais

complexo do que esperado, sendo que para que seja melhor compreendido, é necessária uma avaliação do tipo de utilização (ex.: rota, forrageamento, descanso) desse habitat pela espécie.

Vertebrados presas em potencial do macaco-prego-do-peito-amarelo

A predação de aves por macacos-prego é frequentemente registrada nos trabalhos de dieta feitos através do acompanhamento e observação de grupos selvagens (Fragaszy et al. 2004). No caso de jacupembas *Penelope superciliaris*, a predação de ovos da espécie por *S. xanthosternos* já foi observada em natureza (Canale & Bernardo 2015). Porém, tanto jacupembas, quanto inhambus-chororó *Crypturellus parvirostris*, podem ser consideradas presas em potencial dos macacos-prego enquanto filhotes e, quiçá adultos, dado seu tamanho corporal. Teiús e pequenos lagartos também foram registrados nas filmagens. Lagartos compõem uma importante parcela dos vertebrados predados por macacos-prego (Canale et al. 2013).

Os demais mamíferos arborícolas com ocorrência registrada para a FRF, o macaco-guigó *Callicebus coimbrai*, a preguiça-de-coleira *Bradypus torquatus* e o sagui comum *Callithrix jacchus* (Beltrão-Mendes et al. 2011; Albuquerque *in prep.*; presente estudo) – também representam presas em potencial para os macacos-prego. A predação de *Callicebus* por macacos-prego já foi registrada numa área de floresta amazônica (Sampaio & Ferrari 2005). Com relação a *C. jacchus*, a captura de um sagui por macacos-prego já foi registrada numa outra localidade do estado de Sergipe (Albuquerque et al. 2014), o que mostra o potencial de predação da espécie por macacos-prego na FRF. Por fim, apesar de não haver registros de predação confirmada de bichos-preguiça por macacos-prego, os registros de predação de filhotes de outros vertebrados arborícolas, como o quati *Nasua narica* e o ouriço-preto *Chaetomys subspinosus*, indicam que isso seja possível (Newcomer & Farcy 1985; Suscke 2009).

Quantidade, tamanho e composição de grupos

O comportamento de fissão-fusão é relativamente comum em espécies de macacos-prego (Lynch Alfaro 2007). Entretanto, é improvável que os indivíduos aqui registrados componham dois subgrupos de um mesmo grupo, levando em conta que em nenhuma ocasião algum indivíduo identificado previamente em um dos agrupamentos foi reconhecido no outro. Desse modo, devemos aceitar que de fato dois grupos distintos foram registrados na FRF.

O tamanho estimado dos grupos foi de 18 (GA) e 19 (GB) indivíduos, totalizando 37. De acordo com as estimativas de capacidade de suporte de fragmentos para populações de *S. xanthosternos*, feitas com base na densidade encontrada em Una, Bahia (Kierulff et al. 2005), um fragmento com 1.000 ha comportaria uma população de 43 indivíduos. Desse modo, ao se aplicar essa estimativa à FRF, um fragmento de aproximadamente 800 ha, é provável que os dois grupos registrados no presente trabalho representem os principais, senão únicos, grupos de macacos-prego da área. Todavia, para se ter maior certeza dessa contagem, seria necessária uma amostragem mais abrangente do fragmento; vale a pena ressaltar que o resultado obtido neste estudo mostra que esse tipo de amostragem pode ser utilizado também para estimativas de parâmetros populacionais, de modo semelhante ao que é feito com grandes felinos (Silver et al. 2004).

Por uma limitação intrínseca à amostragem através de armadilhas fotográficas, o sexo da maioria dos indivíduos registrados permaneceu desconhecido. Entretanto, a composição dos grupos observados parece estar de acordo com o que geralmente é descrito na literatura. Grupos multi-macho/multi-fêmea, com poucos machos adultos, algumas fêmeas adultas e uma quantidade relativamente grande de juvenis (Freese & Openheimer 1981). Nascimentos de filhotes em grupos de macacos-prego geralmente ocorrem durante períodos de alta disponibilidade de frutos (Freese & Openheimer 1981), embora possam ser observados nascimentos ao longo de todo o ano em certas áreas (Bezerra et al. 2014). Isso faz com que seja difícil dizer se essa é uma variação entre espécies, ou decorrente do tipo de habitat e/ou padrão de disponibilidade de recursos alimentares em questão. Na FRF, assim como registrado por Defler (1979), nascimentos foram observados durante a estação seca, neste caso a partir de novembro.

De modo geral, os grupos de macacos-prego observados na FRF parecem se encaixar no que se considera ser o padrão para populações naturais do gênero. Dessa forma, o único parâmetro populacional que representa uma ameaça à espécie na área se refere ao seu tamanho populacional. Contudo, esse problema decorre do tamanho limitado do fragmento, de modo que só através da sua ampliação, ou conexão a outros fragmentos, poderá ser remediado.

Registros de *Sapajus xanthosternos*

É verdadeira a consideração de que os registros através de armadilhas fotográficas, da forma como foram obtidos no presente trabalho, representam apenas a passagem dos animais pelos pontos amostrais e não necessariamente a quantidade de tempo que eles dispõem na área, ou o que fazem nela. É tão provável que os pontos em que os macacos foram filmados representem apenas pedaços de rotas dos grupos, quanto que representem o núcleo de suas atividades; e isso é impossível de ser determinado através dos dados obtidos. Entretanto, dado o elevado esforço amostral (1.444 armadilhas-dia) e a homogeneidade da sua distribuição entre os 20 pontos amostrais (cinco em cada tipo de habitat), é altamente improvável que o padrão observado tenha sido mera coincidência e que na realidade os habitats sejam utilizados com a mesma frequência e/ou intensidade pelos animais. Mesmo que alguns pontos tenham sido colocados em proximidade (50 a 100 metros), como as tríades dos pontos 1 a 3, 4 a 6, 7 a 9 e 10 a 12; a presença dos macacos, registrada nos pontos 17, 18, 19 e 20 reforça a confiabilidade das observações. Além disso, se observados conjuntos de pontos amostrais relativamente próximos, porém em habitats diferentes (por exemplo: 19 [FM] e 15 [MT]; ou 18 [FS] e 16 [MT]) – nos quais foram obtidos registros de macacos-prego exclusivamente nos pontos de FM e FS – o padrão observado torna-se ainda mais evidente.

Os resultados encontrados no presente trabalho não deixam dúvidas: Na FRF as áreas de FM e FS são utilizadas pela população de macacos-prego-do-peito-amarelo com uma frequência muito maior do que os demais habitats da área. A preferência na utilização de áreas de floresta madura ou secundária em detrimento de ambientes mais abertos e/ou mais homogêneos (em termos florísticos) por macacos-prego já foi observada antes (Freese & Oppenheimer 1981; Suscke 2009; Chagas & Ferrari 2010). Muito embora esse padrão de ocupação do ambiente possa variar em resposta a condições particulares de cada área (Bobadilla & Ferrari 2000).

Quando se fala em uso do espaço é necessário que se reconheça que existe mais de uma escala de análise e que, em diferentes escalas, não só os padrões observados podem variar, como também os fatores que os determinam. Os trabalhos de uso do espaço com macacos-prego muitas vezes abordam a escala de área de vida e, nesse caso, o padrão de uso do espaço desses primatas é determinado pela distribuição do principal recurso alimentar utilizado (Chapman 1988; Brown & Zunino 1990; Zhang 1995). Numa análise sob a escala de habitat, entretanto, em que porções ocupadas e não ocupadas (ou intensamente ocupadas e pouco

ocupadas) de uma mesma área/fragmento são avaliadas – como na análise de gradiente de altitude de Brown & Zunino (1990) ou no presente trabalho – o padrão de uso do espaço é determinado por um conjunto maior de parâmetros ambientais do habitat, que incluem, por exemplo, a altura do dossel e a taxa de cobertura do solo dos habitats disponíveis.

Porém, macacos-prego são conhecidos por sua grande plasticidade ecológica e sua capacidade de explorar diferentes recursos de acordo com o habitat (Fragaszy et al. 1990). Espécies dos gêneros *Cebus* e *Sapajus* ocupam virtualmente todos os tipos florestais dos neotrópicos (Freese & Oppenheimer 1981) e, no caso específico de *S. xanthosternus*, populações da espécie podem ser observadas não só nas mais distintas formações florestais que compõem a Mata Atlântica, como também em áreas de Cerrado e Caatinga, demonstrando assim tolerância a ambientes sazonais e abertos (Suscke 2009; Canale et al. 2009; Beltrão-Mendes & Ferrari, no prelo). Esse conjunto de observações torna evidente o fato de que o padrão de uso do fragmento, observado para macacos-prego-do-peito-amarelo na FRF, não resulta de uma incapacidade da espécie em explorar os recursos nas áreas de MT ou RE – onde existe não só disponibilidade de frutos, mas também de presas em potencial. Em outras palavras, o padrão observado na FRF revela uma preferência de habitat, não uma limitação ecológica.

Porque preferir florestas com dossel alto e alta taxa de cobertura do solo?

A disponibilidade de frutos pode exercer influências significativas sobre parâmetros populacionais e ecológicos de macacos-prego (Suscke 2009), enquanto a baixa disponibilidade e sazonalidade de frutos pode levar a baixas densidades demográficas de espécies desses gêneros (Izar 2004). A disponibilidade de recursos alimentares perenes, por outro lado, está associada a altas densidades populacionais, ainda mais quando na ausência de predadores e adensamento decorrente da redução e fragmentação do habitat (Ludwig et al. 2005). Porém, conforme mencionado anteriormente, na FRF a seleção de habitats pelos macacos-prego aparentemente independe da disponibilidade de frutos nas áreas de MT e RE. Segundo Chapman (1988), resultados assim são encontrados porque primatas não respondem à disponibilidade geral de frutos no habitat, mas sim, à distribuição e fenologia das espécies que constituem suas principais fontes de alimento.

Essa afirmação representa uma explicação confortável à falta de relação observada no presente trabalho, bem como em estudos anteriores com espécies do gênero (e.g. Chapman 1988; Suscke 2009). Todavia, é necessário destacar dois problemas centrais apresentados por essa afirmação. Primeiro, essa hipótese é difícil de ser testada – uma vez necessário o conhecimento prévio dos itens consumidos pela espécie na área de estudo; informação raramente disponível e que, mesmo quando disponível pode não prever possíveis variações interanuais (longitudinais) na dieta dos grupos (e.g. Rimoli et al. 2008; Souza-Alves 2013). Segundo, sem a fundamentação dos dados de fenologia das espécies componentes da dieta do grupo, é difícil afirmar se a presença dos primatas decorre da distribuição das fontes de alimento que utilizam, ou se a escolha dessas fontes é que decorre do habitat em que se encontram. No caso da FRF, por exemplo, *Myrcia polyantha* é uma das espécies mais abundantes da MT e foi uma das principais responsáveis pela sazonalidade observada no estudo fenológico da área. Espécies do gênero *Myrcia* compõem a lista de itens consumidos por *S. xanthosternos* e também de outras espécies do gênero (Suscke 2009; Galetti & Pedroni 1994). Entretanto, independentemente disso, os macacos-prego não foram registrados em MT, mesmo durante os maiores picos de frutificação observados.

De qualquer modo, as diferenças de utilização de habitats pelos macacos-prego na FRF foram absolutas. Ou seja, nenhum registro de macacos-prego foi obtido em áreas de RE ou de MT, evidenciando que esse padrão de fato independe da disponibilidade de frutos nessas áreas. Os resultados obtidos indicam que as áreas de FM e FS conferem uma disponibilidade de alimento suficientemente grande para sustentar as necessidades energéticas da população de macacos-prego-do-peito-amarelo, de modo que eles as utilizam majoritariamente por uma questão de preferência.

Além disso, a não evidência de relação da presença/ausência dos animais com a disponibilidade de recursos alimentares nas áreas de RE e MT, indica que essa preferência está relacionada às características estruturais dos habitats. Por sua vez, conforme descrito no Capítulo 1, as áreas de FM e FS se destacam dos demais habitats por duas métricas principais: (1) Altura; e (2) cobertura do solo (área basal); sendo que esses habitats apresentam os maiores valores para ambas as variáveis.

O peso médio de macacos-prego adultos (antigamente agrupados como uma única espécie, *Cebus apella*) é de aproximadamente 3,7 kg para machos e 2,5 kg para fêmeas (Fragaszy et al. 2004). Macacos-prego usam preferencialmente os estratos baixo e médio do

dossel, apresentam padrão locomotor predominantemente quadrúpede e utilizam suportes arbóreos de tamanho médio (Fleagle & Mittermeier 1981).

A cobertura do solo, ou área basal, é uma medida diretamente afetada pelo DAP das árvores que compõem a comunidade arbórea de uma dada área (Chave et al. 2001). Portanto, uma maior taxa de cobertura do solo está relacionada a árvores maiores, com maior disponibilidade de suporte para a locomoção dos macacos-prego. Além disso, a cobertura do solo também apresenta correlação com o tamanho da copa das árvores (Chave et al. 2001) e, por conseguinte, com a abertura do dossel da área.

Um dossel fechado representa vantagem, para os macacos-prego, pela disponibilidade de suporte para sua locomoção, e também por conferir maior proteção contra raptos, que exercem uma forte influência sobre o comportamento das espécies (Defler 1979). Do mesmo modo, conforme discutido anteriormente, na FRF são encontrados potenciais predadores terrestres dos macacos-prego-do-peito-amarelo, que são também escaladores, como jaguatiricas, gatos-maracajá e jaguarundis (Giordano 2016; Oliveira 2012).

Predadores terrestres exercem pressões ecológicas sobre macacos-prego que têm influências diretas sobre o seu comportamento em relação ao uso do espaço – o que inclui aspectos como a escolha de locais de pernoite (Suscke 2009) e padrões de terrestrialidade (Defler 1979; Ottoni & Izar 2008). Desse modo, é razoável presumir que os macacos-prego-do-peito-amarelo ocupam preferencialmente as áreas de FM e FS, em detrimento das áreas de RE e MT, também como resposta ao maior risco de predação nessas duas últimas.

As observações feitas no presente trabalho sugerem que não há diferença em termos de frequência de utilização entre as áreas de FM e FS para os macacos-prego. Apesar de 27 visitas terem sido registradas em FS, enquanto que apenas 12 foram registradas em FM. Levando-se em conta apenas os registros do grupo mais registrado, entretanto, as áreas de FM e FS foram visitadas com uma frequência quase igual (7 visitas independentes em FM e 9 em FS). O mais provável é que o maior número absoluto de visitas em áreas de FS resulte do fato de que dois grupos diferentes visitaram os mesmos pontos em área de FS (pontos 4 a 6), enquanto que apenas um grupo visitou as demais parcelas. Aparentemente essas parcelas em área de FS representam parte da fronteira e sobreposição das áreas de vida dos dois grupos registrados. Essa área de sobreposição, assim como a distribuição dos registros sugere que a

área de vida do grupo A se estende para leste; enquanto que a do grupo B está localizada a oeste, englobando assim a maior parte dos pontos amostrais.

Habitats com maior complexidade ambiental e produtividade, geralmente apresentam os maiores índices de riqueza e diversidade (Heck & Wetstone 1977; MacArthur & MacArthur 1961; Mittelbach et al. 2001), além de maior abundância de recursos alimentares (Chapman 1988). Adicionalmente, uma composição heterogênea da comunidade vegetal tende a diminuir a intensidade da sazonalidade, no que diz respeito à disponibilidade de frutos, uma vez que espécies diferentes apresentam padrões reprodutivos temporalmente variados (Dias et al. 2014). A depender do estágio da sucessão, áreas de floresta secundária podem ter uma maior complexidade ambiental em comparação a florestas primárias, devido à maior presença de espécies pioneiras e de indivíduos jovens (Guariguata & Ostertag 2001). Essa característica pode resultar na presença de fontes de frutos em épocas de relativa escassez (Suscke 2009).

Macacos-prego podem apresentar diferenças sazonais significativas no seu comportamento e padrão de uso do habitat, como variações no tamanho e localização da sua área de uso (Suscke 2009; Rimoli et al. 2008). Na Reserva Biológica de Una (Bahia), um grupo de *S. xanthosternos* apresentou uma área de uso menor durante os meses secos (com menor disponibilidade de frutos), utilizando com mais frequência áreas de Floresta secundária, onde exploraram frutos de palmeiras e de espécies pioneiras (Suscke 2009). Durante a estação chuvosa, por sua vez, diante de uma maior disponibilidade geral de frutos, as atividades do grupo abrangeram uma área maior, porém concentrada em área de floresta madura, a despeito da maior disponibilidade de frutos nas áreas de florestas secundária (Suscke 2009).

Segundo os dados de Suscke (2009), os resultados por ela apresentados corroboram a hipótese de Chapman (1988), de que o padrão de utilização da área, pelos macacos-prego, não está correlacionado à disponibilidade geral de frutos no habitat, mas sim, à das principais espécies de sua dieta. Porém, conforme dito anteriormente, sem o acompanhamento fenológico das principais espécies componentes da dieta do grupo, essa lógica torna-se questionável. Parece mais intuitivo pensar que as variações indicam que os macacos-prego ocupam preferencialmente as porções de floresta madura da área, recorrendo às áreas de floresta secundária em épocas de escassez de alimento.

Na FRF só foram obtidos registros do grupo A em quatro dos 10 meses amostrados. O primeiro deles foi maio de 2015, o primeiro mês da estação chuvosa do ano; depois disso, novos registros do grupo só foram obtidos a partir de novembro, já no meio da estação seca. Levando em conta a resposta dos animais da ReBio Una à estação seca (ver Suscke 2009), é possível que os resultados obtidos no presente trabalho decorram de uma concentração das atividades do grupo A nas áreas de FM, leste dos pontos em que foi registrado. Embora os registros do grupo B não tenham mostrado uma mudança no padrão de distribuição que corrobore essa hipótese.

Existem razões teóricas que podem justificar a preferência dos macacos-prego tanto por áreas de FM como para áreas de FS, em detrimento uma da outra. Em áreas de FM os macacos presumivelmente têm maior proteção contra predadores terrestres, por contar com um dossel mais alto e ter maior facilidade na localização de predadores no solo, graças ao sub-bosque ausente ou pouco desenvolvido. Áreas de floresta secundária, por sua vez, contam com espécies vegetais intensamente consumidas por macacos-prego, incluindo plantas pioneiras e palmeiras, podendo apresentar uma disponibilidade de frutos maior do que florestas maduras, sobretudo em meses secos (e.g., Suscke 2009).

Os registros obtidos neste trabalho, entretanto, sugerem que não há diferença na intensidade de utilização desses dois tipos de habitat, de modo que, ou essas diferenças se contrabalanceiam, ou sequer são percebidas pelos macacos-prego da área. Essa última hipótese parece fazer sentido quando levado em conta a semelhança dos valores dos índices ponderados de Fournier obtidos nas áreas de FM e FS. Além disso, parece não haver distinção, por parte dos macacos-prego, com relação à percepção de risco de predação nos dois habitats, dada a semelhança entre as durações médias das visitas em cada habitat.

Importância da FRF para a conservação em Sergipe

As estimativas de tamanhos populacionais em fragmentos, como a FRF, mantêm a preocupação em relação à conservação de primatas na Mata Atlântica. Especificamente em relação a *S. xanthosternos*, Suscke (2009) estimou ser necessária uma área de 18.000 ha para abrigar uma população com 500 indivíduos da espécie. Kierulff et al. (2005), por sua vez, calcularam que a área mínima de um fragmento para uma população da espécie ser considerada viável é de 10.000 ha, com uma população de pelo menos 370 indivíduos. A

realidade da FRF é a mesma da maioria das populações da espécie, que não possuem tamanho suficiente para sobreviver em longo prazo, encontrando-se confinadas e isoladas em pequenos fragmentos espalhados ao longo da sua área de distribuição (Kierulff et al. 2005).

Diante da necessidade e dos desafios enfrentados para a conservação da Mata Atlântica (Eisenlohr et al. 2015), é importante destacar que das 15 espécies de mamíferos não voadores com ocorrência registrada para a FRF (Beltrão-Mendes et al. 2011; Albuquerque *in prep.*; presente estudo), quase um terço delas está atualmente classificada como em alguma categoria de ameaça de extinção – *P. yagouaroundi*, Vulnerável (MMA 2014); *B. torquatus*, Vulnerável (MMA 2014; IUCN 2015); *C. coimbrai*, Em Perigo (MMA 2014; IUCN 2015); e *S. xanthosternos*, Em Perigo (MMA 2014) e Criticamente em Perigo (IUCN 2015).

Esse cenário pode ser ainda mais grave, uma vez que algumas espécies de mamíferos de médio ou grande porte – especialmente carnívoros, necessitam de extensas áreas de vida e possuem densidades demográficas naturalmente baixas (Crooks 2002; Oliveira 2012). Em decorrência dessas características da história natural dessas espécies, o monitoramento do seu estado de conservação é especialmente desafiador, de modo que avaliações em nível nacional/global podem mascarar ameaças e até mesmo extinções locais (Giordano 2016). As densidades populacionais de *L. pardalis*, por exemplo, podem variar de 2,3 a 94,7 indivíduos/100 km² (Dillon & Kelly 2007; Kolowski & Alonso 2010). Isso significa que uma área de aproximadamente 800 ha, como a FRF, na melhor das hipóteses, poderia comportar apenas sete ou oito indivíduos dessa espécie.

A redução e fragmentação do habitat, associados à expansão agrícola e urbana, estão entre os principais fatores de ameaça à biodiversidade na Mata Atlântica (Ribeiro et al. 2009). Esse cenário não é diferente em Sergipe (SOS Mata Atlântica & INPE 2014). A FRF está localizada em uma das regiões mais industrializadas do estado, a apenas 30 km de sua capital, Aracaju (Beltrão-Mendes et al. 2011).

De fato, a própria Fazenda Rio Fundo é uma área dedicada à produção de madeira em escala industrial, sendo o fragmento de mata em que este estudo foi efetuado a área de Reserva Legal da propriedade. Além disso, está cercada por povoados e assentamentos, alguns dos quais tem crescido e se expandido ao longo dos últimos anos, segundo informantes locais. Todas essas informações são um alerta quanto à urgência em relação à necessidade de medidas em prol da conservação da biodiversidade da região. Em Sergipe, a FRF é um dos

últimos onze sítios em que *S. xanthosternos* ainda pode ser encontrado e um dos únicos sete locais restantes em que esse primata ocorre em sintopia com *C. coimbrai* (Beltrão-Mendes et al. 2011; Hilário 2013; Hilário & Ferrari 2014; Beltrão-Mendes 2015).

A limitação de tamanho e o alto grau de isolamento são problemas comumente observados em remanescentes de vegetação nativa no estado de Sergipe (Oliveira et al. 2005; Hilário 2013; Dias et al. 2014; Dias & Bocchiglieri 2016). Apesar de serem caçados como pragas de plantações, em algumas localidades, a maior ameaça enfrentada pelo macaco-prego-do-peito-amarelo em Sergipe é, de fato, a redução do habitat e o isolamento de suas populações (Beltrão-Mendes et al. 2011; Beltrão-Mendes 2015; presente estudo).

Notoriamente, a FRF está a apenas 10 km de distância da Fazenda Trapsa, fragmento que é considerado como um importante refúgio da diversidade de mamíferos no estado, onde também é observada a sintopia entre *S. xanthosternos* e *C. coimbrai* (Chagas et al. 2010; Beltrão-Mendes et al. 2011). E, conforme indicado por Beltrão-Mendes et al. (2011), vários fragmentos remanescentes de Mata Atlântica se interpõem entre a FRF e a Fazenda Trapsa, de modo que, através deles seria possível a criação de um corredor ecológico conectando as duas áreas.

Um projeto como esse, apesar de desafiador, pode ser alcançado através de medidas como o incentivo à produção agroflorestal; do cumprimento do código florestal brasileiro em relação a recomposição e manutenção da vegetação nativa nas margens dos rios pelos proprietários rurais; e do direcionamento, para proprietários que devam recompor suas reservas legais, de fazê-lo de modo a aumentar a conectividade entre fragmentos vizinhos (Hilário 2013).

CONCLUSÕES

- A população de *S. xanthosternos* da FRF é naturalmente ameaçada pela presença de pelo menos quatro potenciais predadores, a jaguatirica *L. pardalis*, o gato-maracajá *L. wiedii*, o jaguarundi *P. yagouaroundi* e a murucututu *P. perspicillata*.
- As principais ameaças antrópicas à população de *S. xanthosternos* da FRF são o pequeno tamanho da área aliado ao seu grau de isolamento de fragmentos próximos. Esse impacto

decorre da redução e fragmentação do habitat. Além disso, o corte seletivo de espécies madeireiras também representa uma ameaça potencialmente preocupante à população.

- As áreas de FM e FS representam habitats preferenciais para a população de macacos-prego-do-peito-amarelo dentro da FRF. Esse padrão decorre de diferenças referentes à estrutura dos habitats, de modo que os macacos-prego mostram preferência por habitats com maiores alturas de dossel e taxas de cobertura do solo. Esses parâmetros do habitat conferem às áreas maior disponibilidade de recursos e suporte para esses primatas, além de maior proteção contra predação.
- Os registros obtidos sugerem que não há diferença em termos de frequência de utilização entre as áreas de FM e FS, por parte dos macacos-prego, na FRF.

REFERÊNCIAS

- Albuquerque NM, Silvestre SM, Cardoso TS, Ruiz-Esparza JM, Rocha PA, Beltrão-Mendes R, Ferrari SF. 2014. Capture of a common marmoset (*Callithrix jacchus*) by a capuchin (*Sapajus* sp.) in the Ibura National Forest, Sergipe (Brazil). *Neotrop Primates* 21(2): 218–220.
- Anderson J, Cowlshaw G, Rowcliffe JM. 2007. Effects of forest fragmentation on the abundance of *Colobus angolensis palliatus* in Kenya's coastal forests. *Int J Primatol* 28(3): 637–655.
- Ayres M, Ayres Junior M, Ayres DL, Santos AAS (Eds.). 2007. *BioEstat: Aplicações estatísticas nas áreas das ciências médicas*, 5ª ed., Belém, 339 p.
- Baldwin JD, Baldwin JJ. 1976. Primate populations in Chiriqui, Panama. In: Thorington RW Jr., Heltne PG (Eds). *Neotropical Primates: Field Studies and Conservation*, Washington, DC: National Academy of Science, p. 20–31.
- Beltrão-Mendes R, Cunha AA, Ferrari SF. 2011. New localities and perspectives on the sympatry between two endangered primates (*Callicebus coimbrai* and *Cebus xanthosternos*) in northeastern Brazil. *Mammalia* 75: 103–105.
- Beltrão-Mendes R. Plasticidade ecológica e comportamental em ambiente hostil: o manguezal como último refúgio de *Cebus xanthosternos* Wied-Neuwied 1820. 2015. 114 p. Tese (Doutorado em Zoologia) – Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas. Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, PB.
- Beltrão-Mendes R, Ferrari SF. Mangrove forests as a key habitat for the conservation of the critically endangered yellow-breasted capuchin, *Sapajus xanthosternos*, in the Brazilian Northeast. In: Barnett A et al. (Eds), *Primates in Flooded Forests*, Cambridge: Cambridge University Press, in press. 2016.
- Bencke CSC, Morellato LPC. 2002. Comparação de dois métodos de avaliação da fenologia de plantas, sua interpretação e representação. *Rev Bras Bot* 25(3): 269–275.
- Bezerra BM, Bastos M, Souto A, Keasey MP, Eason P, Schiel N, Jones G. 2014. Camera Trap Observations of Nonhabituated Critically Endangered Wild Blonde Capuchins, *Sapajus flavius* (Formerly *Cebus flavius*). *Int J Primatol* 35: 895–907.
- Bezerra BG, Silva BB, Ferreira NJ. 2008. Estimativa da evapotranspiração real diária utilizando-se imagens digitais TM - Landsat 5. *Rev Bras Meteorol* 23(3): 305–317.
- Bianchi RC, Mendes SL. 2007. Ocelot (*Leopardus pardalis*) Predation on Primates in Caratinga Biological Station, Southeast Brazil. *Am J Primatol* 69: 1173–1178.
- Bierregaard Jr. RO, Lovejoy TE, Kapos V, dos Santos AA, Hutchings RW. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience* 42(11): 859–866.
- Bobadilla UL, Ferrari SF. 2000. Habitat Use by *Chiropotes satanas utahicki* and Syntopic Platyrrhines in Eastern Amazonia. *Am J Primatol* 50: 215–224.

- Bonilla-Sánchez YM, Serio-Silva JC, Pozo-Montuy G, Chapman CA. 2012. Howlers are able to survive in Eucalyptus plantations where remnant and regenerating vegetation is available. *Int J Primatol* 33(1): 233-245.
- Borges LH, Calouro A, Botelho AL, Silveira M. 2014. Diversity and habitat preference of medium and large-sized mammals in an urban forest fragment of southwestern Amazon. *Iheringia Sér Zool* 104(2): 168-174.
- Brando PM, Goetz SJ, Baccini A, Nepstad DC, Beck PSA, Christman MC. 2010. Seasonal and interannual variability of climate and vegetation indices across the Amazon. *PNAS* 107(33): 14685–14690.
- Brown A, Zunino GE. 1990. Dietary variability in *Cebus apella* in Extreme Habitats: Evidence for Adaptability. *Folia Primatol* 54: 187–195.
- Burnham D, Bearder SK, Cheyne SM, Dunbar RIM, Macdonald DW. 2012. Predation by Mammalian Carnivores on Nocturnal Primates: Is the Lack of Evidence Support for the Effectiveness of Nocturnality as an Antipredator Strategy? *Folia Primatol* 83: 236–251.
- Câmara IG. 2003. Brief history of conservation in the Atlantic forest. In: Galindo-Leal C, Câmara IG (Eds.), *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*, Washington. D.C.: Center for Applied Biodiversity Science e Island Press, p. 31-42.
- Canale GR, Bernardo CSS. 2015. Predator-prey interaction between two threatened species in a Brazilian hotspot. *Biota Neotrop* 16(1): 1–4.
- Canale GR, Freitas MA, Andrade LL. 2013. Predation of lizards by a critically-endangered primate (*Sapajus xanthosternos*) in a tropical biodiversity hotspot in Brazil. *Herpetol Notes* 6: 323–326.
- Canale GR, Guidorizzi CE, Kierulff MCM, Gatto CAFR. 2009. First record of Tool Use by Wild Populations of the Yellow-Breasted Capuchin Monkey (*Cebus xanthosternos*) and New Records for the Bearded Capuchin (*Cebus libidinosus*). *Am J Primatol* 71: 366–372.
- Chagas RRD, Ferrari SF. 2010. Habitat use by *Callicebus coimbrai* (Primates: Pitheciidae) and sympatric species in the fragmented landscape of the Atlantic Forest of southern Sergipe, Brazil. *Zoologia* 27(6): 853–860.
- Chagas RRD, Júnior EMS, Souza-Alves JP, Ferrari SF. 2010. Fazenda Trapsa, a refuge of mammalian diversity in Sergipe, Northeastern Brazil. *Rev Nord Biol* 19(2): 35–43.
- Chave J, Riéra B, Dubois MA. 2001. Estimation of biomass in a neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. *J Trop Ecol* 17: 79–96.
- Chapman C. 1988. Patterns of Foraging and Range Use by Three Species of Neotropical Primates. *Primates* 29(2): 177–194.

- Chiarello AG, Aguiar LMS, Cerqueira R, Melo FR, Rodrigues FHG, Silva VMF. 2008. Mamíferos Ameaçados de Extinção no Brasil. In: Machado ABM, Drummond GM, Paglia AP (Eds), Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção, Vol. 2, Brasília – DF: MMA, Fundação Biodiversitas, p: 681-880.
- Chiarello AG, Melo FR. 2001. Primate Population Densities and Sizes in Atlantic Forest Remnants of Northern Espírito Santo, Brazil. *Int J Primatol* 22(3): 379–396.
- CPTEC – Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos. 2016. Programa de Monitoramento Climático em Tempo Real da Região Nordeste (PROCLIMA). Disponível em: <http://proclima.cptec.inpe.br/>. Acessado em: 5 mai. 2016.
- Crooks K. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conserv Biol* 16(2): 488–502.
- Defler, T. R. 1979. On the Ecology and Behavior of *Cebus albifrons* in Eastern Colombia: I. Ecology. *Primates* 20(4): 475–490.
- Diamond JM, May RM. 1985. A discipline with a time limit. *Nature* 317: 111-112.
- Dias DM, Ribeiro AS, Bocchiglieri AB, Pereira TC. 2014. Diversidade de carnívoros (Mammalia: Carnivora) da Serra dos Macacos, Tobias Barreto, Sergipe, Brasil. *Biosci J* 30(4): 1192–1204.
- Dias DM, Bocchiglieri AB. 2016. Riqueza e uso do habitat por mamíferos de médio e grande porte na Caatinga, nordeste do Brasil. *Neotrop Biol Conserv* 11(1): 38–46.
- Di Bitetti MS. 2001. Home-range use by the tufted capuchin monkey (*Cebus apella nigratus*) in a subtropical rainforest of Argentina. *J Zool Lond* 253: 33–45.
- Dillon A, Kelly MJ. 2007. Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: the impact of trap spacing and distance moved on density estimates. *Oryx* 41(4): 469–477.
- Eisenlohr PV, Oliveira-Filho AT, Prado J. 2015. The Brazilian Atlantic Forest: new findings, challenges and prospects in a shrinking hotspot. *Biodivers Conserv* 24: 2129–2133.
- Estrada A, Coates-Estrada R. 1996. Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at Los Tuxtlas, Mexico. *Int J Primatol* 17(5): 759-783.
- Fedigan LM, Jack K. 2001. Neotropical primates in a regenerating Costa Rican dry forest: a comparison of howler and capuchin population patterns. *Int J Primatol* 22(5): 689-713.
- Ferrari SF, Chagas RRD, Souza-Alves JP. 2010. Line Transect Surveying of Arboreal Monkeys: Problems of Group Size and Spread in a Highly Fragmented Landscape. *Am J Primatol* 72: 1100–1107.
- Fleagle JG, Mittermeier RA. 1981. Differential Habitat Use by *Cebus apella* and *Saimiri sciureus* in Central Surinam. *Primates* 22(3): 361–367.

- Flesher KM. 2015. The Distribution, Habitat Use, and Conservation Status of Three Atlantic Forest Monkeys (*Sapajus xanthosternos*, *Callicebus melanochir*, *Callithrix* sp.) in an Agroforestry/Forest Mosaic in Southern Bahia, Brazil. *Int J Primatol* 36(6): 1172–1197.
- Fournier LA. 1974. Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles. *Turrialba* 24: 422–423.
- Fournier LA, Charpantier C. 1975. El tamaño de la muestra y la frecuencia de las observaciones en el estudio de las características fenológicas de los árboles tropicales. *Turrialba* 25: 45–48.
- Fragaszy DM, Visalberghi E, Robinson JG. 1990. Variability and Adaptability in the Genus *Cebus*. *Folia Primatol* 54: 114–118.
- Fragaszy DM, Visalberghi E, Fedigan LM (Eds). 2004. *The Complete Capuchin: the biology of the genus Cebus*, Cambridge: Cambridge University Press, 339 p.
- Freese C, Oppenheimer JR. 1981. The Capuchin Monkeys, Genus *Cebus*. In: Coimbra-Filho AF, Mittermeier RA (Eds), *Ecology and Behavior of Neotropical Primates*, v.1, Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, p. 331–390.
- Galetti M, Pedroni F. 1994. Seasonal diet of capuchin monkeys (*Cebus apella*) in a semideciduous forest in southeast Brazil. *J Trop Ecol* 10(1): 27–39.
- Giordano AJ. 2016. Ecology and status of the jaguarundi *Puma yagouaroundi*: a synthesis of existing knowledge. *Mammal Rev* 46: 30–43.
- Gouveia SF, Villalobos F, Dobrovolski R, Beltrão-Mendes R, Ferrari SF. 2014. Forest structure drives global diversity of primates. *J Anim Ecol* 83(6): 1523–1530.
- Guariguata MR, Ostertag R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecol Manag* 148(1): 185–206.
- Haugaasen T, Peres CA. 2005. Primate assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. *Am J Primatol* 67(2): 243–258.
- Heck KL, Wetstone G. 1977. Habitat Complexity and Invertebrate Species Richness and Abundance in Tropical Seagrass Meadows. *J Biogeogr* 4(2): 135–142.
- Hilário RR. Determinantes ambientais da densidade de *Callicebus coimbrai* em fragmentos florestais no Nordeste brasileiro e implicações para a sua conservação. 2013. 124 p. Tese (Doutorado em Zoologia) – Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas. Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, PB.
- Hilário RR, Ferrari SF. 2015. Dense understory and absence of capuchin monkeys (*Sapajus xanthosternos*) predict higher density of common marmosets (*Callithrix jacchus*) in the Brazilian Northeast. *Am J Primatol* 77(4): 425–433.
- IUCN. 2015. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015-4. Disponível em <http://www.iucnredlist.org>. Acessado em: 12 jun. 2016.

- Izar P. 2004. Female social relationships of *Cebus apella nigritus* in a southeastern Atlantic forest: An analysis through ecological models of primate social evolution. *Behaviour* 141(1): 71-99.
- Janson C, Baldovino MC, Di Bitetti M. 2012. The Group Life Cycle and Demography of Brown Capuchin Monkeys (*Cebus [apella] nigritus*) in Iguazú National Park, Argentina. In: Kappeler PM, Watts DP (Eds), *Long-Term Field Studies of Primates*, Berlin: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, p. 185-212.
- Jerusalinsky L, Oliveira MM, Pereira RF, Santana V, Bastos PCR, Ferrari SF. 2006. Preliminary Evaluation of the Conservation Status of *Callicebus coimbrai* Kobayashi e Langguth, 1999 in the Brazilian State of Sergipe. *Primate Conserv* (21): 25–32.
- Kelly MJ. 2008. Design, evaluate, refine: camera trap studies for elusive species. *Anim Conserv* 11: 182–184.
- Kierulff MCM, Santos GR, Canale GR, Carvalho CEG, Cassano CR, Suscke P, Gatto CAFR, Araújo M, Vila-Nova P, Marques AC, Santos PS, Pádua JC. 2005. Plano de Manejo para a conservação do macaco-prego-do-peito-amarelo, *Cebus xanthosternos*. Instituto de Estudos Sócio-ambientais do Sul da Bahia, Ilhéus.
- Kolowski JM, Alonso A. 2010. Density and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in northern Peru and the impact of oil exploration activities. *Biol Conserv* 143: 917–925.
- Ludwig G, Aguiar LM, Rocha VJ. 2005. Uma Avaliação da Dieta, da Área de Vida e das Estimativas Populacionais de *Cebus nigritus* (Goldfuss, 1809) em um Fragmento Florestal no Norte do Estado do Paraná. *Neotrop Primates* 13(3): 12–18.
- Lynch Alfaro JW. 2007. Subgrouping Patterns in a Group of Wild *Cebus apella nigritus*. *Int J Primatol* 28: 271–289.
- Lynch Alfaro JW, Silva Jr JS, Rylands AB. 2012. How Different Are Robust and Gracile Capuchin Monkeys? An Argument for the Use of *Sapajus* and *Cebus*. *Am J Primatol* 74(4): 273-286.
- MacArthur RH, MacArthur JW. 1961. On Bird Species Diversity. *Ecology* 42(3): 594–598.
- Machado MS, Brancalion PHS, Potascheff CM, Santos AJB, Nave AG, Rodrigues RR, Sergius G. 2013. Fenologia da frutificação de espécies vegetais nativas e a restauração florestal no arquipélago de Fernando de Noronha, PE, Brasil. *Hoehnea* 40(3): 473-483.
- Marques MCM, Oliveira PEAM. 2004. Fenologia de espécies do dossel e do sub-bosque de duas Florestas de Restinga na Ilha do Mel, sul do Brasil. *Rev Bras Bot* 27(4): 713–723.
- Milano MZ, Monteiro-Filho ELA. 2009. Predation on Small Mammals by Capuchin Monkeys, *Cebus cay*. *Neotrop Primates* 16(2): 78–80.

- Mittelbach GG, Steiner CF, Scheiner SM, Gross KL, Reynolds HL, Waide RB, Willig MR, Dodson SI, Gough L. 2001. What Is the Observed Relationship between Species Richness and Productivity? *Ecology* 82(9): 2381-2396.
- Mittermeier RA, Van Roosmalen MGM. 1981. Preliminary observations on habitat utilization and diet in eight Surinam monkeys. *Folia Primatol* 36(1-2), 1-39.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2014. Portaria N° 444, de 17 de dezembro de 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. Diário Oficial da União.
- Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecol Evol* 10(2): 58-62.
- Newcomer MW, Farcy DD. 1985. White-faced capuchin (*Cebus capucinus*) predation on a nestling coati (*Nasua narica*). *J Mammal* 66: 185-186.
- Oliveira GP. Ecologia da jaguatirica, *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758), na Caatinga do Piauí. 2012. 67 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade de Brasília. Brasília, DF.
- Oliveira FF, Ferrari SF, Silva SDB. 2005. Mamíferos não-voadores. In: Carvalho CM, Vilar JC (Coord), Parque Nacional Serra de Itabaiana: Levantamento da Biota, Aracaju: Ibama, Biologia Geral e Experimental – UFS, p. 77-91.
- Otoni EB, Izar P. 2008. Capuchin Monkey Tool Use: Overview and Implications. *Evol Anthropol* 17: 171–178.
- Peres CA. 1993. Structure and spatial organization of an Amazonian terra firme forest primate community. *J Trop Ecol* 9: 259-276.
- Phillips KA. 1995. Resource Patch Size and Flexible Foraging in White-Faced Capuchins (*Cebus capucinus*). *Int J Primatol* 16(3): 509-519.
- Pontes ARM. 1997. Habitat partitioning among primates in Maracá island, Roraima, northern Brazilian Amazonia. *Int J Primatol* 18(2): 131-157.
- Prates HM, Bicca-Marques JC. 2008. Age-sex analysis of activity budget, diet, and positional behavior in *Alouatta caraya* in an Orchard forest. *Int J Primatol* 29(3): 703-715.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol Conserv* 142: 1141–1153.
- Rímoli J, Strier KB, Ferrari SF. 2008. Seasonal and longitudinal variation in the behavior of free-ranging black tufted capuchins *Cebus nigratus* (Goldfuss, 1809) in a fragment of Atlantic Forest in Southeastern Brazil. In: Ferrari SF, Rímoli J (Eds), *A Primatologia no*

Brasil – 9, Aracaju: Sociedade Brasileira de Primatologia, Biologia Geral e Experimental – UFS, p. 130-146.

- Rode KD, Chapman CA, McDowell LR, Stickler C. 2006. Nutritional correlates of population density across habitats and logging intensities in redbellied monkeys (*Cercopithecus ascanius*). *Biotropica* 38(5): 625-634.
- Rylands AB, Kierulff MCM, Mittermeier RA. 2005. Notes on the taxonomy and distributions of the tufted capuchin monkeys (*Cebus*, Cebidae) of South America. *Lundiana* 6: 97–110.
- Rylands AB, Mittermeier RA. 2009. The Diversity of the New World Primates (Platyrrhini): An Annotated Taxonomy. In: Garber PA et al. (Eds), *South American Primates*, New York: Springer New York, p. 23-54.
- Sampaio DT, Ferrari SF. 2005. Predation of an Infant Titi Monkey (*Callicebus moloch*) by a Tufted Capuchin (*Cebus apella*). *Folia Primatol* 76: 113-115.
- Santana JPS. Estudo Fenológico de Espécies Zoocóricas Arbóreas da Floresta Nacional do Ibura, Sergipe. 2015. 49 p. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas – Bacharelado) – Departamento de Biologia. Universidade Federal de Sergipe. São Cristóvão, Se.
- Santos ACA dos. Padrão de forrageamento de *Cebus flavius* (Schreber, 1774) (Primates: Cebidae), em um fragmento de Mata Atlântica na Paraíba. 2013. 77 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal de Sergipe. São Cristóvão, SE.
- Schwarzkopf L, Rylands AB. 1989. Primate species richness in relation to habitat structure in Amazonian rainforest fragments. *Biol Conserv* 48(1): 1-12.
- SEMARH (Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos). 2011. Plano de manejo do Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco. Aracaju, SE.
- Silva AG, Freitas L, Pires JPA. 2014. A Fournier Index upgrade as a new approach for quantitative phenological studies in plant communities. *Trop Ecol* 55(1): 137-142.
- Silver SC, Ostro LET, Marsh LK, Maffei L, Noss AJ, Kelly MJ, Wallace RB, Gómez H, Ayala G. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38(2): 148-154.
- SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2014. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período de 2011 a 2012. Disponível em: <http://www.sosmataatlantica.org.br>. Acessado em 12 jul. 2015.
- Souza-Alves JP. Ecology and Life-History of Coimbra-Filho's titi monkeys (*Callicebus coimbrai*) in the Brazilian Atlantic Forest. 2013. 195 p. Tese (Doutorado em Zoologia) – Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas. Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, PB.

- Suscke PG. Padrão de atividades, dieta e uso do espaço de um grupo de *Cebus xanthosternos* (Wied-Neuwied, 1820) (Primates, Cebidae), na Reserva Biológica de Una, Bahia, Brasil. 2009. 132 p. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Ilhéus, BA.
- Talora DC, Morellato PC. 2000. Fenologia de espécies arbóreas em floresta de planície litorânea do sudeste do Brasil. Rev Bras Bot 23(1): 13-26.
- Tan CL, Yang Y, Niu K. 2013. Into the night: Camera traps reveal nocturnal activity in a presumptive diurnal primate, *Rhinopithecus brelichi*. Primates 54(1): 1-6.
- Tobler MW, Carrillo-Percastegui SE, Pitman RL, Powell RMG. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. Anim Conserv 11: 169-178.
- Vicente A, Santos AMM, Tabarelli M. 2003 Variação no modo de dispersão de espécies lenhosas em um gradiente de precipitação entre floresta seca e úmida no nordeste do Brasil. In: Leal IR, Tabarelli M, Silva JMC (Eds), Ecologia e Conservação da Caatinga, Recife, PE: Editora Universitária, p. 565-592.
- Wang E. 2002. Diets of ocelots (*Leopardus pardalis*), margays (*L. wiedii*), and oncillas (*L. tigrinus*) in the Atlantic Rainforest in southeast Brazil. Stud Neotrop Fauna E 37: 207-212.
- Zhang S. 1995. Activity and Ranging Patterns in Relation to Fruit Utilization by Brown Capuchins (*Cebus apella*) in French Guiana. Int J Primatol 16(3): 489-507.

APÊNDICE

Lista de espécies de vertebrados registradas na Fazenda Rio Fundo através de armadilhas fotográficas

Lista das espécies de vertebrados registradas e número de vídeos obtidos por habitat na Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D'Ajuda, Sergipe.

Espécie	Nome comum	MT	RE	FM	FS
Mamíferos					
<i>Didelphimorphia</i>					
<i>Didelphis albiventris</i>	Saruê	3	3	2	1
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	Cutia-de-quatro-olhos			26	
<i>Cingulata</i>					
<i>Dasybus novemcinctus</i>	Tatu-galinha			2	
<i>Primates</i>					
<i>Sapajus xanthosternus</i>	Macaco-prego-do-peito-amarelo			125	305
<i>Callithrix jacchus</i>	Sagui comum	2	1		1
<i>Lagomorpha</i>					
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> *	Coelho				13
<i>Carnivora</i>					
<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguatirica			3	1
<i>Leopardus wiedii</i>	Gato-maracajá				1
<i>Puma yagouaroundi</i>	Gato mourisco		1		
<i>Canis familiaris</i>	Cachorro doméstico	3	1	2	
<i>Rodentia</i>					
<i>Dasyprocta</i> sp.	Cutia	6	1026	10	448
<i>Cuniculus paca</i> *	Paca				8
Aves					
<i>Tinamiformes</i>					
<i>Crypturellus parvirostris</i>	Inhambu-chororó	530	1035	50	250
<i>Galliformes</i>					
<i>Penelope superciliaris</i>	Jacupemba	264	1000	2	152
<i>Falconiformes</i>					
<i>Milvago chimachima</i>	Carrapateiro				4
<i>Columbiformes</i>					
<i>Leptotila verreauxi</i>	Juriti-pupu	248	170	45	56
<i>Caprimulgiformes</i>					
<i>Hydropsalis</i> sp.	Bacurau		69	9	1
Répteis					
<i>Squamata</i>					
<i>Tupinambis merianae</i>	Teiú	6	3	14	4

*Espécies que não foram registradas em pontos fixos.

MT = Mata de tabuleiro; RE = Restinga arbustivo-arbórea; FM = Floresta madura; FS = Floresta secundária.